ÉCOLE NATIONALE VÉTÉRINAIRE DE TOULOUSE

ANNÉE 1973 — N° 55

La faune marine, vectrice des pollutions chimiques : données et problèmes sanitaires

THÈSE

POUR LE DOCTORAT VÉTÉRINAIRE

(DIPLOME D'ÉTAT)

Présentée et soutenue publiquement en 1973

DEVANT

L'UNIVERSITÉ PAUL-SABATIER DE TOULOUSE

PAR

BARNOUIN Jacques, Roger, Raoul

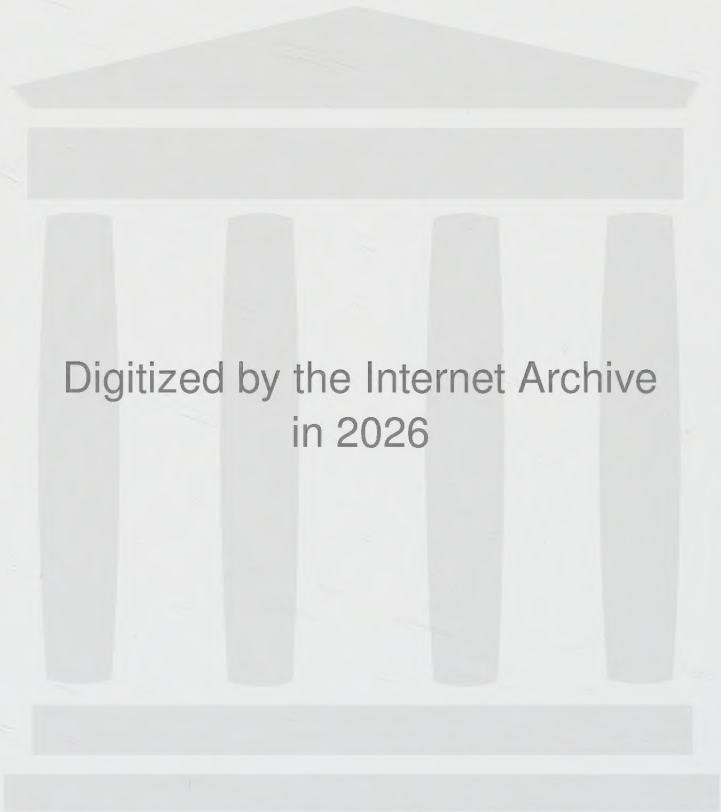
Né le 21 Février 1950 à Marciac (Gers)

Jury :

Président M. BOURBON, Professeur à l'Université Paul Sabatier de Toulouse

Assesseurs M. LABIE, Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse
M. CAZIEUX, Professeur à l'Ecole Nationale Véterinaire de Toulouse

TOULOUSE
IMPRIMERIE DU VIGUIER
6, rue Ninau, 6
—
1973


Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41549604_0055

La faune marine, vectrice des pollutions chimiques : données et problèmes sanitaires

ÉCOLE NATIONALE VÉTÉRINAIRE DE TOULOUSE

ANNÉE 1973 — N° 55

La faune marine, vectrice des pollutions chimiques : données et problèmes sanitaires

THÈSE

POUR LE DOCTORAT VÉTÉRINAIRE

DIPLOME D'ÉTAT

Présentée et soutenue publiquement en 1973

DEVANT

L'UNIVERSITÉ PAUL-SABATIER DE TOULOUSE

PAR

BARNOUIN Jacques, Roger, Raoul

Né le 21 Février 1950 à Marciac (Gers)

Jury :

Président M. BOURBON, Professeur à l'Université Paul Sabatier de Toulouse

Assesseurs M. LABIE Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse

M. CAZIEUX Professeur à l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse

TOULOUSE
IMPRIMERIE DU V.IGUIER
6, rue Ninau, 6

1973

MINISTERE DE L'AGRICULTURE

ECOLE NATIONALE VETERINAIRE DE TOULOUSE

DIRECTEUR. . . . . MM. LAUTIÉ
DIRECTEURS HONORAIRES. . . . . PONS, DARRASPEN FLORIO
PROFESSEUR HONORAIRE. . . . . LOMBARD

PERSONNEL ENSEIGNANT

Chaire de Pharmacie et Toxicologie.
Professeur titulaire. . . . . M. **Godfrain**
Maître-Assistant. . . . . Mme **Burgat-Sacaze**
Pharmacie et Toxicologie

Chaire de Physique et Chimie Biologiques et Médicales.
Professeur titulaire. . . . . M. **Rico**
Maître-Assistant . . . . . M. **Braun**
Physique biologique et médicale
Chimie biologique et médicale

Chaire d'Anatomie des Animaux domestiques.
Professeur titulaire. . . . . M. **Pavaux**
Maître-Assistant . . . . . M. **Lombard**
Anatomie descriptive - Extérieur
Anatomie appliquée - Tératologie

Chaire de Physiologie et Thérapeutique.
Professeur titulaire. . . . . MM. **Ruckebusch**
Maître de Conférences, non Chef de Service. . . . . **Fargeas**
Maître-Assistant . . . . . M. **Toutain**
Physiologie - Thérapeutique et Pharmacodynamie

Chaire d'Histologie - Anatomie Pathologique.
Professeur titulaire. . . . . MM. **Van Haverbeke**
Professeur sans Chaire. . . . . **Cabanié**
Maître-Assistant. . . . . **Magnol**
Histologie - Embryologie - Anatomie Pathologique

Chaire d'Hygiène et Industrie des Aliments d'origine animale.
Professeur titulaire. . . . . M. **Labie**
Maître-Assistant. . . . . **Eeckhoutte**
Hygiène, Inspection, Contrôle et Technologie des Denrées alimentaires d'origine animale

Chaire de Parasitologie et Maladies Parisitaires.
Professeur titulaire. . . . . M. **Brizard**
Maître-Assistant Agrégé. . . . . **Dorchies**
Zoologie appliquée - Parasitologie externe
Parasitologie interne - Clinique

Chaire de Séméiologie et Pathologie Médicale des Equidés et Carnivores.
Professeur titulaire. . . . . M. **Florio**
Professeur sans Chaire. . . . . **Lescure**
Maître-Assistant. . . . . **Guelfi**
Séméiologie et Pathologie Médicale des Equidés et Carnivores
Législation Vétérinaire et Déontologie - Clinique

Chaire de Pathologie Médicale du Bétail et des Animaux de basse-cour.
Professeur titulaire. . . . . M. **Tournut**
Professeur sans Chaire. . . . . **Espinasse**
Maître-Assistant. . . . . **Bézille**
Séméiologie et Pathologie Médicale du Bétail et des Animaux de basse-cour - Clinique
Clinique ambulatoire

Chaire de Pathologie Chirurgicale.
Professeur titulaire. . . . . M. **Cazieux**
Maître-Assistant . . . . . M. **Dickelé**
Propédeutique et Séméiologie Chirurgicale
Technique Chirurgicale - Pathologie Chirurgicale

Chaire de Pathologie de la Reproduction.
Professeur titulaire. . . . . M. **Berthelon**
Professeur sans Chaire. . . . . **Royal**
Maître-Assistant. . . . . **Tainturier**
Séméiologie et Propédeutique
Pathologie de la Reproduction - Obtétrique - Clinique

Chaire de Maladies Contagieuses - Zoonoses Législation Sanitaire.
Professeur titulaire. . . . . M. **Saurat**
Maître-Assistant Agrégé. . . . . **Chantal**
Maladies Contagieuses - Zoonoses
Législation Sanitaire

Chaire de Pathologie générale - Microbiologie Immunologie.
Professeur titulaire. . . . . M. **Lautié**
Maître-Assistant. . . . . **Meignier**
Microbiologie - Immunologie - Pathologie générale

Chaire de Zootechnie et Economie Rurale.
Professeur titulaire. . . . . M. **Quelnnec**
Maître-Assistant. . . . . **Darre**
Ethnologie - Génétique appliquée - Hygiène générale
Zootechnie - Elevage
Economie générale et des Productions animales

Chaire d'Alimentation.
Professeur titulaire. . . . . M. **Faliu**
Maître de Conférences, non non chef de service, **Griess**
Maître-Assistant . . . . . M. **Paragon**
Botanique appliquée et Bromatologie
Agronomie - Alimentation

COURS COMPLEMENTAIRES — CHARGES D'ENSEIGNEMENT

Antibiothérapie des Maladies Infectieuses. . . . . MM. **Monnier**
Aspect médical des Zoonoses. . . . . **Armengaud**
Energétique. . . . . **Labouche**
Initiation à l'Informatique Biomédicale. . . . . **Fernet**
Agronomie. . . . . **Combret**
Métabolismes. . . . . **Raynaud**

La Faculté et l'Ecole déclarent n'être pas responsables des opinions émises par les candidats
(Délibération de la Faculté en date du 10 mai 1891 et du Conseil de l'Ecole en date du 13 juin 1924)

UNIV. LEIDEN BIBL.

L'art éteint de la dédicace.

Témoin de l'ordre qu'on a peur de bouger, même avec un fétu.

— *Anonymat du demandeur, anonymat des sentiments vis-à-vis des juges, anonymat de la position vis-à-vis des receveurs de la parole filtrée par la sagesse.*

A toutes les laborantines qu'on a oubliées dans le lavage des paillasses, à la Poésie absente,
à un homme particulier de Cornillon qui a lancé tant de ballons dans l'ambiance de ma vie, et qui est bon comme sur les fresques qui veulent dire la bonté,
aux collines et le clocher qui dépasse, à celle qui me remontait les chaus settes et le bonheur pareil, à ceux des cinq minutes dans la rue,
Je ne dédicace pas ce que représente ce papier ciré, mais la joie immense de pouvoir le contourner dans la campagne et les actes par lesquels il faudrait lui donner un sens, en allant le lire comme une lutte, là-bas, avec ceux du Tiers-Monde.

A NOTRE PRESIDENT DE THESE

A Monsieur le Professeur BOURBON

de l'Université Paul-Sabatier de Toulouse

Que nous remercions sincèrement d'avoir bien voulu présider le jury de notre thèse.

A NOTRE JURY DE THESE :

A Monsieur le Professeur LABIE

de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse

Dont le cours nous a donné l'idée de ce travail.

Pour témoigner de la reconnaissance d'un escholier, simple mais réelle.

A Monsieur le Professeur CAZIEUX

de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse

Aver l'ardeur profonde de nos collines.

PREMIÈRE PARTIE

Définir

1. — LA POLLUTION

Aujourd'hui, la pollution est un élément avec lequel il faut compter, car il va dans le sens de l'inquiétude. On a donc adapté un vocabulaire, une ébauche politique, un contexte social, une précision légale sur un thème qui permet à chacun de faire élan de nouveauté, c'est-à-dire d'ouvrir de nouvelles polémiques.

Jusqu'alors, notre avenir semblait se jouer dans la lutte contre la surpopulation et la dégradation génétique. La croissance parallèle des productions paraissait une arme réellement efficace, et la bataille économique était la préoccupation essentielle des systèmes politiques. Avant les années 60, la toxicité des effluents industriels avait bien été reconnue, mais elle n'était décrite que comme une suite de cas particuliers, ou encore mystérieux. Il en est cependant pour faire remonter la pollution jusqu'aux origines de l'Homme ; la première victime des « masses d'air infectées » est peut-être un entrepreneur de chauffage, pendu en 1306 pour avoir transgressé un Edit Royal interdisant l'usage du charbon pour le chauffage des foyers domestiques, pendant les sessions du Parlement. La pollution de l'air est apparue la première, en tant que danger sérieux ; la revue *Pollution Atmosphérique* fut fondée en 1958, six ans après la catastrophe londonienne dans laquelle quatre mille personnes périrent, empoisonnées par l'anhydride sulfureux. En 1962, Rachel CARSON publiait *Le Printemps silencieux*, ouvrage dans lequel elle décrivait un avenir de lettre morte, où la souillure avait tout remodelé.

La souillure, c'était la pollution ; et, le succès littéraire aidant, ce fut l'atteinte de la préoccupation individuelle, bientôt relayée par le souci des gouvernants.

Il ne manqua pas alors de détracteurs pour condamner les arguments de Rachel CARSON ; on alla même jusqu'à vouloir réfuter point par point toutes ses affirmations, car elle n'avait pu les bâtir sur aucune étude à long terme. En fait, son livre se voulait avant tout un avertissement.

On ne peut réellement parler de pollution tant qu'il n'y a pas rupture de l'équilibre naturel ; auparavant il ne s'agit que d'accidents ou de péripéties promptes à introduire un discours. C'est pourquoi l'histoire de la pollution ne débute qu'avec l'ère industrielle, et ne se développe vraiment que depuis la fin du dernier conflit mondial.

Seule, l'époque de la synthèse en apportant chaque jour de nouveaux matériaux, a permis les rejets incontrôlables de substances dont les seuls effets bénéfiques sont connus.

Ces rejets, disséminés dans le milieu extérieur, déterminent en particulier les pollutions chimiques.

II. — LES POLLUTIONS CHIMIQUES

Avec elles commence le véritable débat. En effet, les pollutions biologiques, d'abord réglementées, sont plus faciles à cerner (mécanismes d'action bien connus, procédés de détection précis). Les agents physiques, pour leur part, permettent de déterminer des normes qu'il suffit de faire respecter en utilisant divers moyens de détection.

Les pollutions chimiques ne répondent pas, en général, à ces caractères.

Si les processus de synthèse tendent déjà à augmenter considérablement le nombre des corps chimiques, les produits de dégradation de ces corps apparaissent comme autant d'inconnues supplémentaires, c'est-à-dire des pollutions potentielles.

Or, tous les corps chimiques, un certain seuil dépassé, sont préjudiciables à la santé humaine ; leurs effets peuvent être brutaux, mais souvent, ils ne sont que tardivement ressentis, et les tableaux cliniques qu'ils déterminent ne permettent que rarement de les rendre précisément responsables d'une agression ; seuls les produits pharmaceutiques bénéficient de larges études de toxicité, et encore le danger de toxicité à long terme est-il un élément difficile à détecter.

Ce danger, associé à la faiblesse des moyens de lutte dont nous disposons, doit donc nous inciter à la vigilance.

Pour arriver jusqu'à l'Homme, les polluants chimiques peuvent emprunter plusieurs voies ; nous étudierons, pour notre part, le rôle de la faune marine dans le transport de telles pollutions par les chaînes alimentaires.

III. — LA FAUNE MARINE, VECTRICE DES POLLUTIONS CHIMIQUES

La faune marine comporte environ 180 000 espèces. Sa nutrition correcte dépend de l'équilibre des chaînes trophiques, dont le premier élément a pour base la transformation en nutriments des réserves minérales. L'Homme, par les rejets qu'il fait dans l'eau de mer, participe à la formation de ces réserves, mais aussi à leur pollution par des éléments qui sont incorporés, grâce à la nutrition, dans les organismes marins.

Les polluants déterminent deux sortes d'effets, suivant leur concentration et la résistance des diverses espèces : soit la destruction de la faune, à tous les niveaux, soit sa conservation jusqu'aux vertébrés terrestres. Lorsque les doses sont sublétales pour les êtres marins, celles-ci peuvent alors s'avérer dangereuses pour les consommateurs du bout de la chaîne trophique, à cause de l'effet cumulatif. C'est sur cette seconde possi-

bilité que nous axerons notre travail car le vétérinaire est, de par son rôle de contrôleur sanitaire des produits de la pêche, directement concerné par ces problèmes. Nous ne retiendrons que les corps chimiques se transmettant par l'intermédiaire des chaînes trophiques marines (à l'exclusion de ceux résultant de l'activité métabolique normale des microorganismes) et qui sont susceptibles de se trouver à des doses sublétales dans les espèces que l'Homme consomme, ou qui, dans l'avenir, pourront se révéler de nouvelles sources d'alimentation.

Après avoir étudié les caractères des chaînes alimentaires, nous essaierons de démontrer leurs propriétés vectrices, puis nous passerons en revue les principales substances transportées qui ont une incidence sanitaire ; ensuite nous discuterons de la législation correspondante qui a pu être mise en place. Toutes ces notions convergent en effet vers le rôle du vétérinaire dans la lutte contre les pollutions de la mer.

DEUXIÈME PARTIE

Développer

I. — LES CHAINES TROPHIQUES MARINES

11. — LES ECHELONS DE LA CHAINE BIOLOGIQUE

111. — Zoologie

Cette brève étude essaiera de déterminer les grands groupes constitutifs des chaînes biologiques. Mentionnons tout de suite que pour les étages inférieurs, la distinction entre le monde végétal et le monde animal est difficile, car les différents groupes s'interpénètrent souvent ; ainsi nous serons amenés à parler d'organismes à nutrition de « type végétal » qui ne font pas vraiment partie de la faune marine, mais qui vivent en communion si étroite avec elle, qu'il n'est pas possible de les dissocier.

1111. — *Les bactéries*

Très nombreuses, elles se trouvent surtout dans la couche superficielle du milieu marin, et constituent l'ultra-plancton, premier maillon trophique. On distingue classiquement les bactéries autotrophes et hétérotrophes :

1) Les bactéries autotrophes tirent leur énergie soit de la lumière grâce à un pigment de synthèse, la bactériochlorine, soit de l'oxydation de substances inorganiques telles que l'ammoniac et l'hydrogène sulfuré.

2) Les bactéries hétérotrophes, dont l'énergie provient de l'oxydation de matières organiques qu'elles minéralisent, mettent à la disposition des végétaux chlorophylliens les composés azotés et phosphorés indispensables.

1112. — *Le phytoplancton*

Le plancton comprend toutes les espèces habitant la pleine eau et qui peuvent se déplacer par des mouvements actifs.

On distingue d'abord le phytoplancton, capable de synthétiser sa propre substance en utilisant l'énergie lumineuse à la manière des bactéries autotrophes. Formateur de matière organique, il sert de nourriture aux animaux incapables de cette synthèse, et il constitue le second étage de la chaîne biologique. Le phytoplancton se compose essentiellement de Diatomées, algues siliceuses unicellulaires, et de Péridiniens, Flagellés généralement recouverts d'une thèque externe.

S'il a essentiellement besoin d'azote et de phosphore, le plancton végétal doit également incorporer à son alimentation de nombreux oligo-éléments pour assurer sa croissance (Fer, Cuivre, Zinc, Manganèse, Molybdène, Cobalt). Ainsi, il peut facilement inclure ces molécules dans un cycle métabolique anormal déclenché par les pollutions, c'est-à-dire par un apport exagéré de ces éléments.

1113. — *Le zooplancton*

Extrêmement varié, il comprend les éléments représentatifs des principaux groupes d'animaux marins. On citera les Protistes, dont les cellules peuvent être réunies en colonies, mais qui restent pratiquement semblables entre elles ; les Coelentérés, dont la structure est grossièrement celle d'un sac à deux couches de cellules séparées par une couche gélatineuse appelée la mésoglée ; les Cténophores, qui possèdent des palettes natatoires disposées en rangées et qui engluent leurs proies avant de les digérer ; les Annélides, devenant planctoniques au cours de leur reproduction, et les Chétognathes qui le sont exclusivement ; les Crustacés, qui, sans compter leurs larves, ont d'importants groupes appartenant au plancton (Cladocères, Copépodes, Amphipodes Hypériens, Mysidacées, Euphausiacées, Décapodes).

Parmi ceux-ci, les Copépodes jouent un rôle considérable car, selon certains auteurs, ils sont plus nombreux sur le globe que tous les autres animaux pluri-cellulaires réunis ; ils sont donc, comme le Calanus, souvent choisis en tant que représentants expérimentaux du plancton animal dans les chaînes biologiques artificielles.

Les Mollusques ont quelques rares types planctoniques, dont les Tuniciers qui préfigurent par leur corde, l'épine dorsale des Vertébrés ; ces derniers sont représentés par les œufs des poissons dont la densité est inférieure à celle des eaux marines.

1114. — *Le necton*

Il comprend les organismes vivant en pleine eau, capables de mouvements propres et constituant les étages supérieurs des chaînes alimentaires. Nous rappellerons brièvement les embranchements dans lesquels l'Homme puise son alimentation.

Les Mollusques sont représentés par les Céphalopodes (poulpe, seiche, calmar) qui ne font jamais l'objet de pêches industrielles. Les Crustacés Décapodes nectoniques sont assez nombreux, mais les grandes Crevettes, qui sont pêchés de manière importante, sont plutôt benthiques.

On compte chez les poissons plus de 12 000 espèces, se divisant en Chondrichytiens, au squelette cartilagineux, et en Ostéichytiens, au squelette osseux ; parmi ces derniers, l'ordre des Téléostéens rassemble le plus grand nombre de poissons comestibles.

Le mode d'alimentation des poissons permet de distinguer les Planctonivores, qui filtrent l'eau grâce à des prolongements épineux portés par les arcs branchiaux, et les Carnivores, qui avalent des proies plus importantes, après les avoir poursuivies.

Enfin nous mentionnerons pour mémoire les Mammifères marins, Cétacés à dents et planctonivores, Siréniens herbivores (dugongs, lamantins) et Pinnipèdes carnivo-

res (phoques, morses) ; ces derniers peuvent d'ailleurs constituer des « indicateurs de pollution » intéressants pour l'Homme, puisqu'ils ont une place identique à la sienne dans la chaîne alimentaire.

1115. — *La vie benthique*

La vie benthique pose le problème des rapports avec le substrat et procède de modes de fixation très divers.

Les animaux sessiles (fixés à demeure sur une surface dure) sont représentés par les Mollusques Lamellibranches (huîtres, moules) ; leurs propriétés de filtration de l'eau en font des éléments fort importants dans la transmission des polluants à l'Homme.

Les Gastéropodes, quasi sédentaires, et rampant à l'aide des ondes de contraction de leur pied, les Echinodermes, les Crustacés Marcheurs (Crabes, Langoustes) et les Tuniciers (Violets de Méditerranée), sont les autres éléments du benthos que consomme habituellement l'Homme.

La vie benthique multiplie les modes d'alimentation particuliers à la morpho-biologie de chaque espèce ; on peut ainsi distinguer : des « Brouteurs », des « Filtreurs », des « Suceurs », des « Linivores » et des « Prédateurs », qui constituent, avec les bactéries des sédiments, les chaînes trophiques du benthos.

Les diverses espèces étant maintenant mises en place, nous pouvons les intégrer dans les chaînes alimentaires, dont nous montrerons la diversité.

112. — Diversité des chaines trophiques

1121. — *Généralités*

Les rapports alimentaires entre les organismes marins sont très complexes ; nous nous limiterons à la description des chaînes trophiques qui peuvent atteindre l'Homme par les propriétés nutritives de leurs constituants.

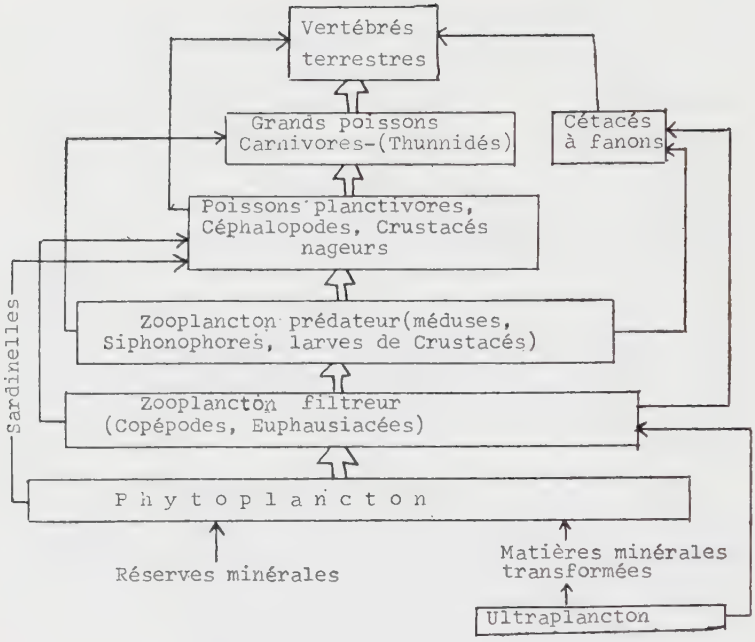
Nous n'oublierons pourtant pas les êtres se trouvant à des niveaux alimentaires inférieurs et actuellement peu consommés, mais qui peuvent, à l'avenir, se révéler de nouvelles sources nutritives. Ainsi, l'élevage des larves planctoniques est à l'étude et on songe à l'utilisation directe du plancton par l'Homme. En outre, la formation « d'upwellings » (courants ascendants) en utilisant l'énergie nucléaire, permettra peut-être de mieux utiliser les réserves profondes de sels minéraux et donc d'augmenter la productivité de la pêche ; enfin le rendement désastreux des chaînes alimentaires de la mer (il faut 1 kg de phytoplancton pour augmenter d'un gramme le poids d'un thon) conduit à penser à la culture directe des algues dans des prairies sous-marines.

Nous proposons quatre grands types de chaînes trophiques, qui s'appliquent directement à notre étude, et répondent aux principes généraux suivants :

1. — Interdépendance des chaînes ;
2. — Importante complexité pratique ;
3. — Existence de grands échelons, subdivisés parfois en chaînons intermédiaires ;
4. — Relation entre le danger toxique, l'importance numérique des échelons, et la place de l'organisme considéré dans la chaîne (en formulant l'hypothèse, démontrée par la suite dans ce travail, du transport et du cumul des polluants dans les divers étages des chaînes).

1122. — *La chaîne pélagique* (C1)

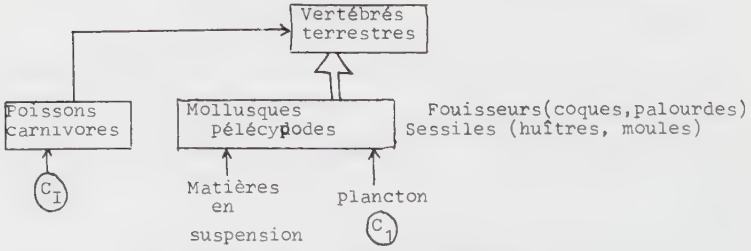
Les poissons pélagiques constituent l'élément alimentaire aquatique principal de l'Homme (78 % des pêches, en tonnage, selon la F.A.O.). La chaîne trophique au sommet de laquelle ils se trouvent sera donc importante à considérer ; son schéma montre que le nombre d'échelons peut aller jusqu'à six et se réduit par exemple à quatre dans le cas des Sardinelles. Les grands poissons carnivores, placés au sommet de la chaîne et abondamment consommés, seront sans doute à surveiller particulièrement du point de vue sanitaire.



LA CHAINE PELAGIQUE (C1)

1123. — *La chaîne à mollusques* (C2)

Elle est caractérisée par la présence des Mollusques Pélécypodes, qui sont capables de filtrer et de concentrer de façon remarquable les particules en suspension dans l'eau ; elle emprunte quatre ou cinq échelons trophiques et a de nombreux rapports avec la chaîne pélagique.

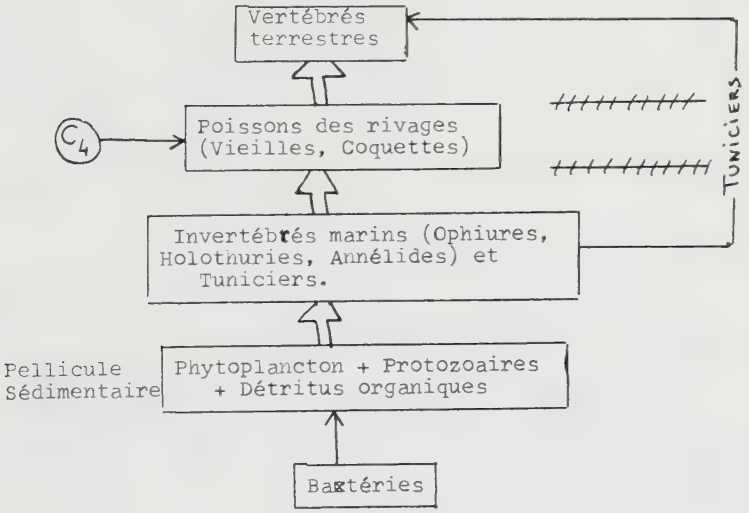


LA CHAINE A MOLLUSQUES (C2)

1124. — *La chaîne benthique à poissons*

Les poissons benthiques donnent lieu à des pêches

industrielles, mais sont moins nombreux que les poissons pélagiques. Leur relative pauvreté numérique tient à un cycle vital souvent plus long et aux fuites de nutriments résultant de la compétition entre les autres espèces prédatrices du benthos. Ils sont au sommet d'une pyramide de quatre ou cinq échelons ; à cette chaîne, on a incorporé les Protocordés, dont certains Tuniciers sont consommés sur les bords de la Méditerranée.



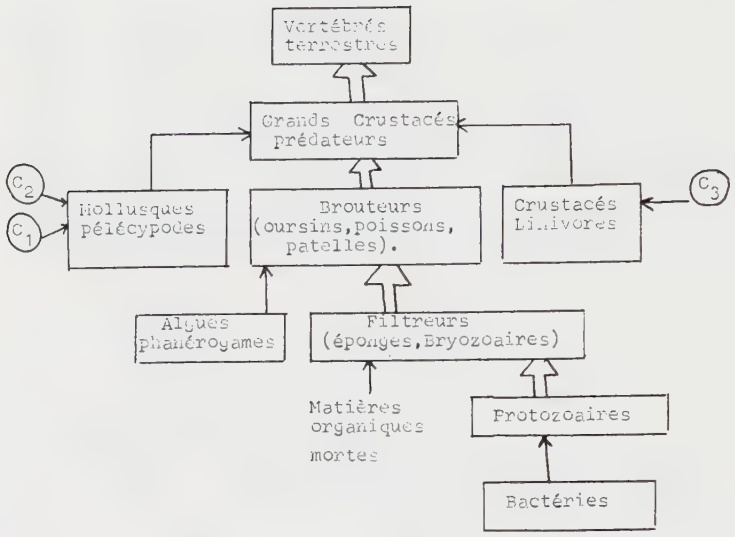
LA CHAINE BENTHIQUE A POISSONS (C3)

1125. — *La chaîne benthique à Crustacés* (C4).

Les grands Crustacés prédateurs, qui se trouvent au bout de cette chaîne, se déplacent généralement sur les substrats, mais sont souvent capables de nager en pleine eau.

Leurs organes de préhension des proies sont souvent très développés et leur alimentation fort diverse ; ils font donc la liaison avec les autres chaînes étudiées.

(*Voir schéma page suivante*)



LA CHAINE BENTHIQUE A CRUSTACES (C4)

12. — LES PROPRIETES VECTRICES

Pour démontrer les propriétés vectrices des organismes marins vis-à-vis des polluants, nous envisageons d'abord les méthodes d'étude qui peuvent être mises en œuvre.

121. — Méthodes d'étude

1211. — *Etude de la toxicité directe*

Ces mesures permettent de déterminer la toxicité théorique des polluants sur des organismes représentant tous les étages trophiques.

Les polluants choisis sont mis en contact direct avec les êtres marins, placés en nombre connu dans des aquariums. On procède ensuite à des comptages, journaliers pour les échelons supérieurs, bihebdomadaires pour le phytoplancton (Aubert). Le pourcentage des individus ou des cellules vivantes permet de comparer les effets toxiques ; on détermine ensuite la dose-seuil (elle est égale à la valeur moyenne entre la concentration 100 % toxique

et celle pour laquelle il y a un début de croissance). Cette donnée, exprimée en mg/I (polluant/eau de dilution), présente un double intérêt : elle permet d'abord d'avoir une idée assez exacte des polluants les plus dangereux pour la vie marine, ensuite de déterminer les doses sublétales relatives à chaque espèce. Ainsi les travaux du C.E.R.B.O.M. (Centre d'Etude et de Recherches Biologiques d'Océanographie Médicale) ont fixé les seuils toxiques des métaux lourds trouvés dans l'eau de mer (sous forme de sels minéraux). D'après ces résultats, c'est le mercure qui est le plus toxique, à tous les niveaux trophiques ; viennent ensuite le cuivre et le plomb pour le phytoplancton, le zinc et le chrome pour le zooplancton, le cuivre et le chrome pour les poissons.

Pratiquement, quels sont les effets de la toxicité directe des matières polluantes ?

Ce sont des effets néfastes sur les relations écologiques des espèces ; les polluants tendent à sélectionner les animaux les plus résistants et perturbent donc gravement l'équilibre des chaînes alimentaires ; il en résulte la raréfaction, puis la disparition des divers organismes ; les zones les plus polluées deviennent même de vrais « déserts zoologiques » (baie de Tokyo, rade de Marseille). Ces phénomènes, s'ils sont mis en évidence dans des sites précis, le sont aussi à l'échelle d'une mer tout entière ; l'anchois a pratiquement disparu de la Méditerranée et, selon Bombard (1973), il en sera de même pour le thon dans dix ans.

Les expériences de toxicité directe sont donc essentielles à mettre en œuvre pour l'étude de la toxicité induite, qui essaiera de démontrer le transport des polluants par la faune marine.

1212. — *Etude de la toxicité induite*

12121. — Méthodes *in vitro*

La sensibilité d'une chaîne trophique, dans son ensemble, ne peut être considérée comme une pure sommation d'effets. Il convient donc d'expérimenter avec des

chaînes alimentaires artificielles, dont la mise en place comporte en premier lieu le choix d'espèces représentatives. A cet égard, on rejette les espèces rares et celles dont la sensibilité est trop grande ; on choisit donc des organismes ubiquitaires à partir desquels les prélèvements sont commodes, qui ont une assez grande constance de réponse, et dont certains possèdent des tropismes particuliers vis-à-vis des polluants que l'on veut étudier.

Le principe de ces expériences est très simple ; après avoir mis en contact avec un polluant, des êtres du premier niveau trophique, on induit une chaîne alimentaire et on constate les effets toxiques produits sur un vertébré, auquel on donne comme nourriture l'animal marin se trouvant au bout de la chaîne considérée ; si le polluant se transmet effectivement par la chaîne trophique des troubles de l'état général ou une certaine mortalité apparaissent alors chez le vertébré.

	espèces	*auteur*
BACTERIES	Cultures de bactéries marines	AUBERT 1971
PHYTOPLANCTON	Chlamydomonas sp.	PROSAVOLI 1957
	Phaeodactylum tricornutum	LACAZE 1969
	Asterionella japonica	AUBERT 1968
	Diogenes SP	AUBERT 1970
ZOOPLANCTON	Artemia salina	AUBERT 1969
HYDROZOAIRES	Tubularia crocea	
POLYCHETES	Hermione hystrix	CHIPMAN 1966
	Scolelepis fuliginosa	BELLAN 1970
ALGUES	Ascophylum nodosum	PRIOU 1967
	Chondrus crispus	AVARGUES 1968
CRUSTACES	Homarus vulgarus	AVARGUES 1968
	Cancer pagurus	" "
	Crangon crangon	BEYNON 1970
	Carcinus meanas	PORTMANN 1970
MOLLUSQUES	Crassostrea virginica	CHIPMAN 1949
	Tapes decussatus	CHIPMAN 1967
	Venus verrucosa	AVARGUES 1968
	Mytilus edulis	AUBERT 1969
	Cardium edule	PORTMANN 1970
POISSONS	Pleuronectes platessa	POLIKARPOV 1961
	Blennius pholis	AVARGUES 1968
	Labrus bergylta	AUBERT 1969
	Carassius auratus	AUBERT 1969
	Thunnus thynnus	

ANALYSE *IN VITRO* : LES ESPECES-TYPES

Les chaînes expérimentales peuvent reproduire les quatre chaînes naturelles étudiées, mais les observations portent surtout sur la chaîne pélagique que nous avons définie comme étant la plus représentative des dangers encourus par l'Homme. Ainsi AUBERT (1970) met en place une chaîne à quatre échelons (phytoplancton, zooplancton, poissons planctonivores, souris) ; après avoir déterminé les doses toxiques seuils, les polluants choisis sont préparés au 1/2 taux de dilution le plus faible ayant entraîné la mort de l'un quelconque des échelons ; une culture phytoplanctonique est intoxiquée au taux choisi, et après quatre jours, le deuxième échelon est introduit ; les poissons sont placés le neuvième jour ; au douzième jour ceux-ci sont tués et donnés aux souris durant quinze jours. Les résultats obtenus sont significatifs : 80 % des souris sont tuées par les parfums synthétiques, 75 % par la pâte à papier, 60 % par les sels et oxydes métalliques, et 30 % par les insecticides organo-chlorés ; par contre, les produits pétroliers et les engrais chimiques n'induisent aucune mortalité, ce qui n'exclut pas, d'après AUBERT, une toxicité pour des concentrations supérieures.

Ainsi la toxicité induite par l'intermédiaire des chaînes trophiques est donc bien une réalité pour de nombreux produits polluants, dans le cadre de ces études expérimentales.

Nous discuterons maintenant des règles pratiques qu'il convient de respecter dans la conduite de telles expériences. On utilise de grands aquariums (40 à 70 litres) en résine armée, remplis d'eau de mer stérilisée puis réensemencée avec de l'eau fraîche filtrée sur membrane de 3 à 5 microns ; cette eau, régulièrement prélevée, est surveillée au point de vue de la salinité, du pH, et de la teneur en nitrates.

Si l'on veut étudier la transmission de radioéléments, on met en solution ou en suspension les produits de fusion (Ruthénium 106, Césium 137, Zirconium 95, Cérium 144) pour obtenir une eau de mer contaminée à 1 ou 2 µC, puis on attend une à deux semaines pour qu'un

équilibre se manifeste, le radionucléide se fixant sur les parois et sur le système filtrant. On introduit alors les organismes et la durée des expérimentations varie de cent à trois cents jours (AVARGUES et Coll., 1968).

Malgré leur grande importance théorique, ces études ne permettent pas de reproduire les conditions naturelles ; en effet, non seulement les diverses espèces doivent s'acclimater à la vie en aquarium, mais encore on constate des variations de la concentration des radioéléments en fonction du temps ; les méthodes d'étude « in situ » permettront d'éluder de tels inconvénients.

12 122. — Méthodes « in situ »

121 221. — *Analyse d'une contamination naturelle*

Ces analyses peuvent étudier *a posteriori* une pollution ou suivre son évolution, parallèlement à son développement.

Dans le premier cas, on fait un comptage de toutes les espèces se trouvant dans la zone contaminée, et en fonction des résultats on peut définir successivement :

1) Une zone subnormale, où seuls les organismes les plus sensibles sont altérés et où prolifèrent les espèces à très large répartition écologique ;

2) Une zone polluée où disparaissent les espèces de la zone subnormale, avec persistance des plus résistantes ;

3) Enfin une zone dite de « pollution maxima », pratiquement dysgénésique (BELLAN-SANTINI 1966).

Cette méthode permet de localiser une pollution, mais elle ne permet pas de faire une discrimination suffisante de la nature des polluants en cause ; elle définit simplement les espèces « indicatrices de pollution », qui peuvent varier avec les corps chimiques responsables.

D'autres expériences permettent de suivre entièrement l'évolution d'une pollution. Ce sont les meilleures,

mais elles ne peuvent être entreprises que pour des cas particuliers (démonstration d'une fraude, d'une absence de toxicité). Les observations de R. CARSON, au lac Clear (Californie), en sont un bon exemple ; celle-ci contrôlant dans l'eau du lac le devenir du D.D.D., composé voisin du D.D.T., conclut : « Même peu de temps après la dernière application, aucune trace de D.D.D. ne pouvait être trouvée dans l'eau, celui-ci étant passé dans l'élaboration des tissus des organismes vivants ». Cette analyse « in situ » peut également être employée en cas de contamination radioactive ; mais si elle reproduit les conditions naturelles, elle demande alors de nombreuses années de contrôle pour aboutir.

121 222. — *Contamination artificielle d'un milieu naturel*

Ces expériences se heurtent à des arguments évidents ; on peut pourtant les mettre en œuvre pour étudier des produits douteux, dont on connaît mal les facultés de concentration, ou dont les effets sont discutés. Elles obligent à délimiter une faible zone, à partir de laquelle les échanges avec le reste du milieu choisi sont contrôlables ; on se sert donc de zones côtières protégées, de grands lacs, ou de mers intérieures. Dans le cas du D.D.T., EBERHARDT (1971) a jeté dans le lac Erié, à partir d'un hélicoptère, 220 gr/ha de ce composé, marqué au chlore 36 sur le noyau benzénique (pour suivre l'évolution complète du D.D.T., même durant sa biodégradation). L'auteur confirma ainsi les propriétés vectrices de la faune marine, que les expériences d'aquariologie avaient déjà montrées.

★

122. — Les mécanismes de fixation et de concentration

Nous venons de mettre en évidence le principe du transport des polluants par les animaux marins ; nous en analyserons maintenant les mécanismes.

1221. — *Difficultés de ces notions*

Elles tiennent d'abord au milieu marin. En effet, la concentration de l'eau de mer en éléments ou en radio-éléments normaux est rarement constante ; elle peut varier en fonction des conditions météorologiques (diminution lors de précipitations) et de l'absorption par des êtres organisés. La qualité chimique de l'eau varie également, ce qui entraîne un changement dans la présentation physico-chimique des éléments (importance de la matière en suspension, pH, etc.).

De plus, le nombre très important des espèces, associé au nombre des polluants, ne simplifie pas la tâche du biologiste. Enfin le décalage existant entre les conditions naturelles et celles de l'expérience, oblige à beaucoup de prudence dans l'interprétation des résultats.

1222. — *Facteurs physico-chimiques*

Ce sont des phénomènes passifs, qui sont le fait du milieu, du polluant considéré, et de l'organisme pollué.

12221. — Facteurs tenant au milieu :

Des processus de compétition chimique peuvent s'établir entre un élément stable présent en grande quantité, et un élément radioactif moins abondant et ayant des propriétés voisines.

On sait par exemple, que la très faible fixation du Strontium 90 chez les poissons est due à la teneur élevée en calcium de l'eau de mer (400 parties par million) ; pour le Césium, sa fixation dépend de la teneur en potassium, et plus généralement en sels minéraux : la concen-

tration en Césium augmente si on diminue la concentration en ions potassium et inversement.

12222. — Facteurs tenant au polluant :

Ils tiennent à la forme physico-chimique du polluant et à sa concentration marine.

Les éléments peuvent se trouver dans l'eau de mer sous quatre formes physiques :

— une forme ionique simple

— une forme ionique complexe

— une forme colloïdale

— une forme particulaire.

Ces diverses formes influent largement sur la fixation et les taux d'absorption du polluant. Le Ruder Boskovic Institute (1964) a ainsi montré que le Ruthénium 106 associé au Chlore se concentre, chez les organismes testés, neuf fois plus sous forme neutre et trois fois plus sous forme cationique que sous forme anionique. Si le Ruthénium est complexé, ce sont d'abord les formes cationiques qui sont fixées, puis les formes anioniques (avec une concentration 15 % moins forte), enfin les formes neutres (concentration 40 % moins forte). D'après Chipman et Coll. (1968), le Manganèse n'est accumulé par Hermione hystrix que s'il se trouve sous forme ionique et il ne l'est pas sous forme d'oxyde MnO_2 :

La présence de complexants, comme l'E.D.T.A., diminue l'absorption des métaux tels que le Zinc, le Plomb ou le Mercure (Keckes 1965 ; C.E.R.B.O.M. 1971).

Pour les radioéléments, dont les isotopes stables se trouvent dans les sels minéraux de l'eau de mer à des teneurs très supérieures, c'est le phénomène de dilution isotopique qui diminue fortement leur disponibilité biologique.

Quant à la concentration des polluants dans l'eau de mer, on ne peut dégager une loi générale montrant son influence sur les mécanismes de fixation ; dans de nom-

breux cas, on constate cependant que les concentrations faibles n'augmentent pas les transferts tant que l'on n'atteint pas la teneur-seuil de l'espèce. BRYAN (1964) a démontré chez l'écrevisse qu'au-delà d'une concentration de 100 µ g/l, la teneur en zinc augmentait sensiblement dans la carapace et les organes régulateurs de la nutrition ; EBERHARDT (1971) a prouvé le même phénomène sur les poissons, en ce qui concerne le D.D.T.

On notera enfin que la teneur initiale en polluant a une influence sur le temps nécessaire à la formation d'un équilibre des concentrations : ce temps diminue lorsque la teneur en polluant augmente.

12 223. — Facteurs tenant à l'organisme pollué :

Ils sont représentés par les mécanismes d'absorption externe grâce auxquels les éléments polluants se fixent sur toutes les surfaces qu'ils rencontrent, et en particulier sur celles des espèces marines.

Les éléments phytoplanctoniques offrent les surfaces biologiques les plus considérables, ce qui explique que ce soit chez eux que la pollution du milieu est la plus vite transférée ; le mécanisme d'absorption, qui dépend en partie de l'état physico-chimique des éléments, est réversible, et seuls sont retenus en grande quantité les éléments qui possèdent une fixation spécifique.

L'absorption se manifeste à tous les étages de la chaîne trophique et sur les organismes morts : SMALL et DEAN (1968), comparant l'accumulation de Zinc 65 dans des Euphausides, notent que le pouvoir de fixation est identique dans les deux cas.

1223. — *Facteurs biologiques*

Ce sont les mécanismes actifs tenant à la nutrition, au métabolisme, à la croissance, et au parasitisme.

12 231. — Fixation et nutrition :

Les espèces animales marines extraient de l'eau les éléments dont elles ont besoin et agissent sélectivement

pour assurer leur croissance ; les taux de fixation de ces éléments varient avec les organismes : si la plupart des espèces du phytoplancton n'utilisent pas le Césium, certains Acanthaires s'en servent de façon presque exclusive pour former leur squelette (MICHON 1965).

La taille des particules alimentaires influe également ; seules sont absorbées, de manière importante, celles qui correspondent à la taille optimale de l'espèce envisagée. Les organismes marins peuvent également choisir leurs éléments nutritifs entre ceux apportés par l'eau de mer ou par les matières organiques ; c'est ainsi qu'Artemia salina utilise dix fois mieux le Cobalt des algues que celui de l'eau.

L'addition de nutriments peut aussi accélérer notablement les processus de fixation : chez le homard, le Manganèse est principalement accumulé par l'alimentation, sa concentration dans le sang diminuant rapidement lorsque l'animal n'est pas nourri (BRYAN et WARD 1965) ; des Copépodes pélagiques (Euterpina acutifrans), nourris en abondance, fixent quatre à cinq fois plus le Zinc 65 (NASSOGNE 1970).

12 232. — Fixation et métabolisme :

La répartition des polluants au sein d'un organisme a une grande importance sanitaire pour les espèces directement consommées par l'Homme. Pour les premiers échelons trophiques, le pourcentage de polluant éliminé ou détoxiqué retentit sur la contamination du niveau supérieur.

BERNHARD distingue trois groupes d'éléments :

1) ceux qui ont une fonction métabolique précise et sont directement régularisés (Zn, Cu, Mn, etc.)

2) ceux qui ont une structure chimique proche d'éléments majeurs et ont une régulation indirecte (Cs, Sr)

3) ceux pour lesquels aucun pouvoir de régularisation n'apparaît (Ru, Cr, polluants de synthèse).

Le zinc et le cobalt se répartissent préférentiellement dans les tissus mous (VINOGRADOV 1953) ; le Césium et le potassium dans les masses musculaires (ANCELLIN et VILQUIN 1968) ; le Manganèse, dans les parties dures (KECKES 1965). Ces quelques exemples montrent bien la complexité du phénomène, et nous reviendrons à son étude particulière lors de l'analyse des principaux polluants transportés.

12 233. — Fixation et croissance :

D'après BERNHARD (1964), l'intensité de la croissance peut modifier les propriétés vectrices des organismes marins. Ce mécanisme influe dès les premiers stades embryonnaires ; on sait par exemple, que la fixation du Zn 65 par les œufs d'oursins fécondés, est plus intense après la fertilisation et, après une période de stabilisation, celle-ci augmente à nouveau à l'éclosion de la blastule.

Si l'on peut avancer que la fixation est concomitante des périodes de forte activité biologique, on n'est pas encore capable d'interpréter avec précision ces mécanismes.

12 234. — Fixation et parasitisme :

La présence de parasites sur les carapaces (CHIPMAN 1968) peut accroître l'accumulation de certains polluants.

Indirectement, par leur fixation propre, les parasites agissent sur la contamination globale de la chaîne trophique, une fois qu'ils ont été ingérés avec la proie parasitée.

1224. — *Parts respectives des modes de fixation*

Que ce soit par des mécanismes actifs ou passifs, les polluants se fixent par deux voies principales :

1) par la transmission dans les chaînes alimentaires

2) par l'absorption directe sur les organismes.

Il faut donc connaître l'importance relative des deux phénomènes pour déduire des lois particulières de concentration.

Pour RICE (1965), la contamination en strontium et en césium des poissons de mer, est plus intense au niveau de la paroi intestinale qu'à celui des téguments ; il paraît en être de même pour de nombreux autres polluants, comme le cobalt et les insecticides organo-chlorés.

*
**

L'analyse des propriétés vectrices de la faune marine, si elle est essentielle pour la connaissance précise des transferts de pollution, ne débouche pas sur des lois biologiques précises. Or, le Vétérinaire sanitaire a besoin de moyens l'autorisant à prendre une décision rapide sur la qualité des produits marins pollués qui sont présentés à son inspection.

Ainsi, il faut définir des normes, en tenant compte du résultat des études expérimentales ; cette exigence demande l'introduction de données d'application facile et large : le facteur de transfert et la dose admissible.

123. — FACTEURS DE TRANSFERT ET NIVEAUX DE POLLUTION

1231. — *Les facteurs de transfert*

12 311. — Définitions :

123 111. — *Facteur de transfert des pollutions radioactives*

— Soit da la dose délivrée du fait de l'ingestion de 1 kg du vecteur alimentaire a, en rems ou en ses sous-multiples (Le rem est la dose de radiations produisant sur l'Homme les mêmes effets biologiques que ceux provoqués par un rad, unité correspondant à une énergie de 100 ergs absorbée par gramme de substance irradiée).

— Soit Xa la radioactivité décelée dans 1 kg d'eau de mer, en curies ou en ses sous-multiples (le curie est l'activité radio-nucléaire d'une quantité de radio-élément pour laquelle le nombre de désintégrations par seconde est $3{,}7.10^{10}$).

Le facteur de transfert des radioéléments s'écrit :

$$Fa = \frac{da}{Xa} \quad (1)$$

On peut définir ainsi la contribution de l'aliment a à la dose D délivrée pendant l'unité de temps :

$D = da \times Qa$ (2), Qa étant la quantité de a ingérée pendant l'unité de temps.

Donc, d'après (1) :

$$da = Fa \times Xa \text{ et } D = Fa \times Xa \times Qa \quad (3)$$

En étendant cette relation à tous les aliments aquatiques et aux divers radionucléides, on peut écrire :

$$D = F \times X \times Q$$

A partir de ce modèle, on étudie les niveaux limites de contamination des eaux, les conditions critiques et la variabilité des paramètres.

123 112. — *Facteur de transfert des pollutions non radioactives*

— Soit C_P la concentration en µg de polluant p par kilogramme d'organisme frais (dose délivrée)

— Soit c_P la concentration en µg de polluant p par kilogramme d'eau.

Le facteur de transfert s'écrira :

$$F_P = \frac{C_P}{c_P}$$

Malgré les différences existant avec les pollutions radioactives, il est possible d'écrire de la même façon (Bittel et Lacourly 1971) :

$$C = F \times c \times Q$$

L'absorption du polluant est donc proportionnelle au facteur de concentration, au niveau de pollution des eaux marines, et à la quantité d'organisme pollué ingérée.

12 312. — Concentration des éléments dans l'eau de mer.

Ayant défini les facteurs de transfert, il faut examiner les données qui permettent d'en faire le calcul. Les concentrations marines des principaux polluants ont fait l'objet d'un certain nombre d'études dont nous avons répertorié les résultats sur un tableau ; on note généralement une augmentation récente des principales teneurs et des différences sensibles entre les chiffres moyens et certaines concentrations locales, dues à la proximité de centres industriels ou à de véritables pollutions.

	Mesures anciennes moyennes	*Mesures moyennes*	*récentes supérieures*
Cu	9.10^{-4}	3.10^{-3}	5.10^{-3}
Cd		$1.1.10^{-4}$	5.10^{-3}
Ni	$6.6.10^{-3}$	5.10^{-4}	
Hg	3.10^{-5}	3 à 30.10^{-5}	3.10^{-3}
Fe		1.10^{-2}	
Cs		5.10^{-4}	
Mn		1 à 2.10^{-3}	
Pb	1 à 2.10^{-5}	3 à 7.10^{-5}	6.10^{-3}
Zn	5.10^{-3}	1.10^{-1}	5.10^{-1}
D.D.T.			1.10^{-3}
H.C.H.			5.10^{-4}
Lindane			4.10-2

CONCENTRATIONS DES ELEMENTS DANS L'EAU DE MER

(en p.p.m. ou mg/kg)

12 313. — Facteurs du transfert des principaux éléments et corps chimiques.

Si les causes naturelles de variabilité des facteurs de transfert sont nombreuses, les techniques de mesure induisent également des différences quand elles s'effectuent sur des isotopes stables ou radioactifs. Ainsi, dans les muscles des Lamellibranches, les facteurs de transfert du Zinc sont de l'ordre de 10 pour le radioisotope et de 2 600 à 40 000 pour l'isotope stable ; ceci est d'ailleurs une loi générale : les composés non radioactifs ont tendance à se concentrer plus fortement que leurs homologues instables.

Dans le tableau ci-dessous les éléments ont été classés dans l'ordre croissant de leur facteur de transfert : cela permet de distinguer ceux qui ne sont pas théoriquement dangereux et ceux qui sont à surveiller au point de vue sanitaire.

	F < 1 000		F < 100 000		F > ou = à 100 000
Na	0,1 à 1	Pb	1 500	P	10 000 à 100 000
Mg	0,3	Ru	1 à 3 200	D.D.D.	120 000
S	4	Cu	1 000 à 5 000	Fe	1 000 à 300 000
Ca	1 à 10	Co	1 à 20 000	N	50 000 à 300 000
K	10 à 20	I	3 à 20 000	Cr	0,5 à 320 000
Ni	100 à 500	Cd	60 000	Zn	6 à 330 000
Cs 137	1 à 250	Hg	1 000 à 50 000	Mn	25 à 550 000
Sr 90	0,1 à 925	D.D.T.	15 000 à 70 000		

VALEURS EXTREMES
DES FACTEURS DE CONCENTRATION
RENCONTREES DANS LA LITTERATURE

1232. — *Les niveaux de pollution*

— Soit $C = F \times c \times Q$ (1) comme on l'a défini plus haut, la somme $\subset$ étendant les effets d'un polluant à tous ses vecteurs alimentaires.

(1) peut se développer ainsi :

$C = Q1 \times F1 \times c1 + Q2 \times F2 \times c2 + Q3 \times F3 \times C3 + Q4 \times F4 \times c4$ (2), les indices 1, 2, 3 et 4 étant respectivement réservés à l'eau de boisson, aux aliments « irrigués », aux poissons des eaux douces, et aux organismes marins.

— Soit L les niveaux limites du polluant dans l'eau de boisson, l'eau des organismes, l'eau douce et l'eau de mer ; C devient C_L et représente la dose journalière acceptable pour une absorption prolongée (D.J.A.).

On a ainsi à la limite :

$$C_L = Q1\ F1\ L1 + Q2\ F2\ L2 + \ldots + \ldots \quad (3)$$

Il y a donc interdépendance linéaire des niveaux limites des divers milieux considérés.

Les calculs de ces données demandent que l'on connaisse les 3 paramètres principaux : Q, F et L.

Quant à Q, il n'y a pas de difficultés majeures. Pour F et L, nous sommes encore assez loin de posséder des chiffres précis, représentant les limites supérieures : leur recherche semble donc un objectif prioritaire à atteindre.

Les quantités maximales d'aliments marins ingérées par jour sont, pour Preston (1967) de l'ordre de 800 grammes par personne ; Jokelainen (1967), quant à lui, observe une consommation de 308 grammes de poisson chez des pêcheurs finnois ; Bernhard (1970), pour l'Italie du Nord, parle de 200 grammes par personne et par jour. Ces chiffres sont très élevés si on les compare aux moyennes des pays industrialisés ; les Japonais mangent en effet 84 grammes de poisson par jour, les Suédois 56 grammes et les Canadiens 17 grammes seulement. En France, on consomme actuellement 24 grammes de poisson par per-

sonne et par jour, chiffre auquel il faut ajouter 1,8 gramme de Crustacés, 10 grammes de Mollusques et 7 grammes de produits marins en conserves.

En ce qui concerne la dose journalière admissible, donnée que nous avons introduite précédemment, elle s'exprime en µg de p o l l u a n t ingérés par jour

$$\left(\frac{Kg}{J} \times \frac{\mu g}{kg} \times \text{cte}\right)$$

, par un individu adulte, de poids moyen, et en bonne santé.

Pour plus de précision, TERNISIEN (1968) a défini une dose maximale exprimée en mg de polluant par jour et par kilogramme de poids corporel.

Pour sa part, l'O.M.S. a adopté une dose hebdomadaire tolérable provisoire, terme qui montre bien le caractère encore imprécis des connaissances actuelles.

En définitive, il convient d'être prudent dans le maniement de ces valeurs, qui ne peuvent rendre compte en particulier de la grande sensibilité des jeunes par rapport à leur faible poids ; on retiendra néanmoins leur grand intérêt dans l'inspection sanitaire des produits de la pêche, puisqu'elles permettent de définir des concentrations maximales tolérables dans les organismes marins consommés par l'Homme et les vertébrés terrestres (on exprime généralement ces concentrations en p.p.m. ou parties par million ou mg/kg).

*
**

Les propriétés vectrices de la faune marine étant démontrées, analysées, et leurs incidences sanitaires étant ébauchées, nous allons essayer de préciser, dans la suite de notre étude, les substances transportées qui semblent aujourd'hui les plus dangereuses.

2. — ETUDE SPECIALE DES SUBSTANCES TRANSPORTEES

« Pour chaque élément chimique, il se trouve au moins une espèce planctonique capable de le concentrer de manière spectaculaire » (Yearbook of Science and Technology 1970).

Cette phrase introduit bien la diversité et la complexité du problème ; ainsi nous avons dû faire un choix, et les substances envisagées se regroupent suivant leurs effets toxiques, plus ou moins associés entre eux et présentant les caractères suivants :

1) La non-biodégradabilité, c'est-à-dire l'impossibilité d'attaque enzymatique d'origine microbienne ou parasitaire.

2) La nocivité des corps chimiques nés de la biodégradation.

3) Le passage d'une phase minérale à une phase organique.

4) La concentration anormale.

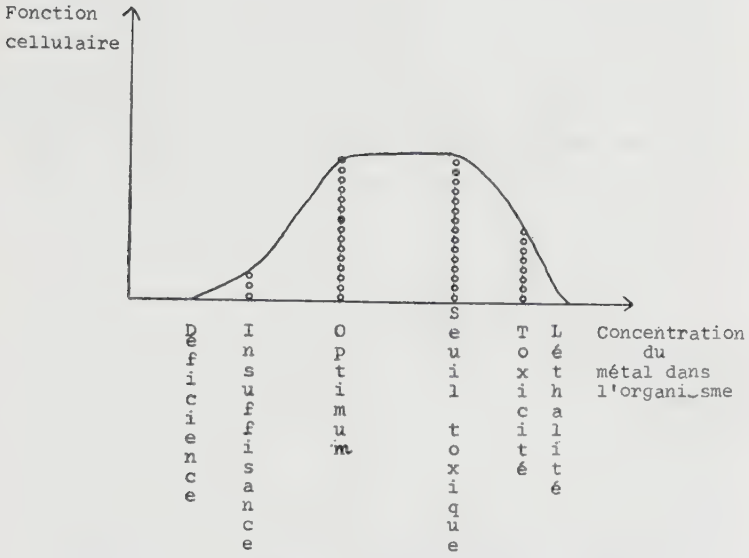
5) La radioactivité.

Examinons en premier lieu les problèmes posés par les métaux lourds, et particulièrement par le mercure, le plomb, le cadmium, le nickel et le zinc.

21. — Les metaux lourds

211. — *Principe général de toxicité*

Les métaux lourds agissent sur des fonctions cellulaires très diverses. Leur toxicité apparaît avec certitude si l'on dépasse la concentration maximale tolérée ; leur combinaison organique peut augmenter ou diminuer leur seuil toxique.



EFFETS DES METAUX SUR LES CELLULES
(d'après le Yearbook of Science and Technology, 1972)

212. — LE MERCURE

2121. — *Les sources de pollution*

D'abord connu comme pigment rouge, sous forme de sulfure mercurique, le mercure fut ensuite utilisé à l'état pur pour des cérémonies religieuses, décrites par Aristote au 4e siècle avant J.C.

Aujourd'hui, la production de minerai dépasse annuellement 9 millions de tonnes ; les secteurs économiques les plus concernés par la pollution que ce métal entraîne sont les industries de la fabrication du chlore et de la soude, des produits de synthèse (les catalyseurs à base de mercure sont les moins chers), des pâtes à papier, des pesticides organo-mercuriels (principale source industrielle de mercure organique) et des peintures marines.

D'après WALLACE et FULKERSON (1968), 26 % de la consommation totale correspond à des usages où le métal est obligatoirement rejeté dans l'environnement mais, pour 33 % de cette même consommation, les rejets pourraient être en grande partie réutilisés. C'est par les voies atmosphérique et fluviale que ces rejets gagnent la mer où ils sédimentent ; ainsi 5 à 10 000 tonnes de mercure sont libérées annuellement dans le milieu marin.

2122. — *Les composés toxiques*

En tant que métal, le mercure est toxique à l'état de vapeur : il est ainsi sans incidence directe sur la contamination des chaînes biologiques marines. Sous forme de sels minéraux, ses seuils toxiques (C.E.R.B.O.M. 1971) sont de 0,01 à 0,03 mg/l pour le phytoplancton, 0,01 à 0,05 mg/l pour le zooplancton, et 0,25 à 0,5 mg/l pour les poissons (expérimentations conduites avec du chlorure mercurique).

En fait, c'est par ses composés organiques que le mercure est surtout toxique pour la faune marine et les vertébrés terrestres qui la consomment.

En effet les microorganismes des fonds sédimentaires sont capables d'effectuer une transformation biologique à partir de tous les composés rejetés dans l'environnement (JENSEN 1969). Cette transformation r a m è n e d'abord le mercure à l'état élémentaire, puis à l'état ionique, les bactéries effectuant enfin une méthylation. Expérimentalement, Pseudomonas K 62 peut produire des composés organiques à partir du métal libre (HANNA 1971) et Neurospora crassa est capable de méthyler le mercure inorganique (COGGIN 1970) ; il en est de même pour Méthanobacterium Omelanski (LORGUE 1972). Enfin, BEN BASSAT (1972) a retrouvé de telles propriétés chez des algues (Chlamydomonas).

En définitive, le processus de méthylation débouche sur deux composés principaux :

— Le diméthylmercure, très volatil, et qui va donc passer dans l'atmosphère ;

— Le monoéthylmercure ou méthylmercure, soluble et hautement toxique.

Les sels organiques qui se forment à partir de ce dernier composé (iodure, phosphate, sulfate, chlorure) seront les responsables majeurs des pollutions mercurielles véhiculées par les organismes marins.

2123. — *La contamination des chaînes alimentaires*

Pour étudier la contamination des chaînes alimentaires, il faut d'abord préciser les taux de mercure trouvés dans le milieu marin. Ainsi l'océan Pacifique renferme, dans sa partie Nord-Ouest, des concentrations qui vont de 0,06 à 0,27 µg/l, les plus fortes étant celles des eaux profondes.

LEATHERLAND et BURTON (1971) ont décrit des teneurs de 0,003 à 0,02 µg/l pour l'Atlantique Nord-Est, les concentrations en surface étant toujours supérieures à 0,012 µg/l; pour la Manche ils ont trouvé des taux de 0,014 à 0,021 µg/l, qui sont voisins de ceux estimés par STOCK et CUCUEL en 1934 (0,03 µg/l en moyenne). Mais il faut des concentrations beaucoup plus élevées pour aboutir à des accidents mortels chez l'Homme ; dans la baie de Minimata (Japon), où l'on décrivit en 1953 la première intoxication humaine due aux organo-mercuriels contenus dans les produits marins, il fut trouvé des taux de 1,6 à 3,6 µg/l (HUEPER 1960).

Quant à la transmission du mercure dans la chaîne alimentaire, elle a été démontrée expérimentalement par les travaux du C.E.R.B.O.M. en 1971, sur le métal ionisé et à l'état complexé. C'est le phytoplancton qui est à la base du processus d'accumulation et, suivant les concentrations, ce dernier est détruit, inhibé, ou conservé.

Les taux létaux du mercure minéral pour la production primaire semblent aller de 0,9 à 60 mg/l (HUEPER 1960) ; les composés organiques, beaucoup plus toxiques, détruisent le phytoplancton à 60 µg/l et inhibent sa croissance à 0,6 µg/l (UKELES 1962). Chez une diatomée marine, HARRIS (1970) observe que la photosynthèse est très

réduite par une concentration de fungicide organomercuriel inférieure à 0,1 µg/l ; l'acétate de phénylmercure inhibe Phaeodactylum tricornutum à 0,006 µg/l et il faut environ douze fois plus de chlorure mercurique pour obtenir le même résultat. Ces doses sublétales induisent des aberrations morphologiques (vacuolisation, formes géantes) et permettent la transmission dans les étages supérieurs (Nuzzi 1972).

L'étude de la production primaire est fondamentale pour la détermination des normes tolérables ; en effet, en établissant celles-ci, il ne faut pas seulement retenir la toxicité pour le sommet de la chaîne, mais penser aussi que des taux très faibles mettent en péril la productivité des océans (des concentrations inférieures à celles trouvées dans le milieu marin peuvent inhiber le phytoplancton.

Au bout de quatre à cinq jours, si le plancton végétal n'est pas détruit, sa croissance reprendra ; le polluant commence alors à se transférer dans les autres étages de la chaîne trophique considérée, et pour le dernier niveau, son facteur de transfert peut atteindre 5.10^4. Lors de l'épidémie de Minimata, on trouva jusqu'à 55 p.p.m. dans les organismes marins contaminés, alors que les moyennes observées dans d'autres lieux de pêche voisins étaient de l'ordre de 0,1 p.p.m., avec un maximum de 1,76 p.p.m.

D'après Hasselrot (1969), les facteurs de transfert, chez le saumon, vont de 3 000 à 30 000 et ces valeurs peuvent être considérées comme des moyennes.

Si les phénomènes de cumul expliquent en partie la toxicité du mercure, l'autre élément indispensable à connaître est la proportion de mercure organique dans les animaux marins contaminés.

Les études faites à ce propos ont montré qu'elle était considérable : Westoo (1969) donne un taux de 90 à 100 % de méthylmercure par rapport au mercure total ; Sumner (1971) parle de 82 % et Bache (1971) distingue les poissons d'un an (31 à 35 %), et ceux de 8 à 12 ans (67 à

100 %) ; ce dernier résultat tend à montrer que le poisson a un rôle direct dans la méthylation ou bien que l'excrétion du méthylmercure est beaucoup plus lente que celle des composés minéraux.

A ce propos, on a également trouvé des différences par espèce : KITAMURA (1969), en liaison avec l'I.N.S.-E.R.M., rapporte des taux de 80 % sur le bogue, 66 % sur le merlan, 47 % sur la sardine, et moins de 3 % sur la moule, à partir d'échantillons prélevés aux environs de Nice. La moule paraît donc la moins dangereuse au point de vue qualitatif, mais quantitativement c'est sur elle que l'on a trouvé les taux les plus importants (2,58 p.p.m. par rapport au poids sec) ; sur ce même mollusque JONES (1972) relève un taux moyen de 0,64 p.p.m. et étudiant la répartition du polluant dans l'organisme, il en déduit que la cténidie est le principal organe régulateur de son métabolisme. Notons que les mêmes constatations avaient été faites par CORNER (1959) à propos des branchies d'un crustacé (Maia squinado).

Les gastéropodes sont aussi capables d'accumuler le mercure, et JONES (1972) a trouvé des taux de 0,6 p.p.m. chez Littorina litoralis.

La contamination des chaînes trophiques étant précisée, quelles en sont les incidences sanitaires ?

2124. — *Les incidences sanitaires*

21241. — L'intoxication :

Sur les 116 cas officiels d'empoisonnement reconnus à Minimata, il y eut 43 morts des suites d'un grave syndrome neurologique ; cliniquement, la maladie se caractérisait par une diminution du champ visuel, un trouble de la sensibilité profonde et superficielle, une ataxie, une hypoacousie, une difficulté de la marche et de la parole, des tremblements et des contractures, reproduisant une encéphalopathie diffuse (TOKUOMI 1969).

Des symptômes similaires furent montrés expérimentalement chez la souris et chez le chat, après l'adminis-

tration de sels de méthylmercure. La responsabilité de l'intoxication fut attribuée à une usine réalisant la synthèse de polychlorovinyles et d'acétaldéhyde, en utilisant un catalyseur à base de mercure (CUMONT 1972).

Un accident similaire se renouvela en 1956 à Niigata (Japon) et fit six victimes ; le méthylmercure fut mis en cause, et comme à Minimata, les propriétés vectrices de la faune marine furent déterminantes dans le lent processus d'intoxication.

D'après RAMEL (1972), les organo-mercuriels perturbent les mitoses cellulaires ; chez des Suédois, SKERFVING (1971) a mis en évidence des lésions chromosomiques des lymphocytes (cassures, absence de centromère).

Lors des intoxications japonaises, des effets tératogènes sont apparus chez plus de vingt enfants nés de femmes en apparence indemnes, mais habitant la région polluée ; pour TEJNING (1970), ces effets seraient à rapporter à la concentration élevée du mercure dans les hématies fœtales (le méthylmercure étant capable de traverser la barrière placentaire). Le cerveau n'emmagasine pas préférentiellement le mercure (NIEWBERNE 1972, CUMONT 1972), mais on a trouvé ce métal dans l'encéphale d'un fœtus mort-né dont le décès n'avait aucune relation avec le toxique (CHESTER A. GLOMSKI 1971) ; chez le rat, NIEWBERNE (1972), ne détecte pas le mercure en tant que constituant normal du cerveau alors que cet élément s'y fixe néanmoins après absorption d'un concentré de protéines de poisson, préalablement contaminé par le métal. On peut donc déduire de ces considérations que le mercure, s'il est capable de franchir rapidement la barrière méningée, même à des concentrations très faibles, est surtout toxique à cause de la lenteur de son excrétion cérébrale, qui explique l'accumulation précoce et le caractère insidieux de l'intoxication.

Enfin, au niveau cellulaire, le mercure inhibe les enzymes à groupements thiols, en se fixant sur les radicaux S-H ; ainsi, les phanères, riches en acides aminés soufrés, l'accumulent fortement (KITAMURA 1960).

21 242. — Les normes :

Pour éviter les accidents précités, des normes journalières acceptables ont été définies. Les travaux japonais et américains donnent des taux limites de 100 µg et de 60 µg/j); les experts suédois, dirigés par SKERFVING (1970), ont avancé un chiffre plus bas (30 µg/j ou 0,4 µg/kg/j), en partant des données des intoxications japonaises. Cette dose journalière acceptable correspond à une concentration maximum tolérable de 1 p.p.m. chez les animaux marins, norme adoptée par la Suède. Le Canada et les U.S.A. ont choisi pour leur part 0,5 p.p.m., et l'Italie 0,7 p.p.m. ; la France rejette actuellement les produits marins dont la teneur en mercure est supérieure à 0,7 p.p.m., cette norme ayant été établie à partir du chiffre américain, sachant que la consommation française de thon est égale aux 2/3 de celle des Etats-Unis (CUMONT 1972).

Dans notre pays, les risques proviendraient surtout des Thunnidés. Le listao (Katsuwomus Pelamis) est le moins dangereux car les analyses faites par CUMONT en 1971 ne révèlent aucun taux supérieur à 0,7 p.p.m. chez cette espèce ; le germon (Thunnus alalunga) vient ensuite (1,2 % des échantillons ont une teneur supérieure à 0,7 p.p.m.) ; puis on trouve l'albacore (Thunnus albacora), où on a relevé jusqu'à 1,2 p.p.m. et le thon rouge (Thunnus thynnus) ; pour ce dernier, 60 % des individus de Méditerranée avaient des teneurs comprises entre 0,8 et 1,2 p.p.m., tandis que pour ceux de l'Atlantique, 86 % des prélèvements étaient compris entre 0,30 et 0,60 p.p.m.

Au vu des normes actuelles, le danger semble donc se limiter aux thons, espadons, squales, raies, anguilles et saumons ; en fait, peu d'analyses systématiques ont été effectuées sur certaines catégories, Crustacés et Mollusques notamment, et, nous l'avons vu, les normes n'intéressent que les étages supérieurs et ne prennent pas en considération les doses létales pour le phytoplancton.

Ainsi n'est-il pas étonnant que ces normes soulèvent des polémiques. En janvier 1973, l'Union Fédérale des Consommateurs proposait un taux de 0,2 p.p.m. (l'O.M.S. conseille 0,05 p.p.m.) et le Ministère de l'Agriculture répondait qu'il n'y avait aucun danger pour la population française, avec le taux officiel de 0,7 p.p.m. D'une part ces prises de position paraissent trop tranchées, car on ne peut rien affirmer au sujet des manifestations insidieuses qui peuvent survenir et qui ne seront pas rapportées au mercure ; d'autre part, ces déclarations, en ignorant les dangers encourus par le plancton, ne sont que des vues à court terme. Nous dirons donc simplement que les Français paraissent protégés par leurs normes, au vu des connaissances biologiques actuelles et des impératifs économiques que l'on veut respecter.

21 243. — Le traitement de l'intoxication :

L'intoxication par le mercure organique est difficile à traiter. Les médicaments symptomatiques doivent soutenir les grandes fonctions (protecteurs hépato-rénaux, cardiaques et nerveux). Pour agir directement sur le toxique, on se sert de substances complexantes telles que le B.A.L. (2-3 dimercaptopropanolol) ou l'E.D.T.A. (éthylène-diamine tétra-acétique) qui se révèle plus efficace (Kitamura 1960).

En fait, si ces produits tendent à augmenter l'excrétion urinaire du mercure (Tokuomi 1969) ils ne font souvent que le redistribuer dans les viscères.

Aussi Takahashi (1971) suggère-t-il, à partir d'expériences faites chez la souris, l'emploi en administration orale de composés à groupements S-H, inattaquables par les enzymes digestives et inabsorbables par les muqueuses.

De tels composés, comme la poudre de cheveux réduite avec du thioglycollate (résistant à la trypsine) ou des résines synthétiques à groupements thiols, captent les atomes de mercure et détruisent la molécule organique. L'élimination rapide du toxique par les fèces interrompt le cycle entéro-hépatique des organo-mercu-

riels (BERLIN 1963), processus qui explique, en partie, la longueur de leur demi-vie biologique (2 à 3 mois chez l'Homme).

Notons enfin que ces composés soufrés doivent être administrés de façon quasi continuelle en cas d'intoxication, et qu'on peut les employer à titre prophylactique dans l'aliment.

2125. — *Les moyens de lutte*

Ils sont en théorie fort simples, car ils consistent à limiter au maximum les rejets polluants dans le milieu extérieur. Pour ce faire, il faudrait :

1) Encourager le recyclage des pertes de mercure, ou tout au moins leur réduction ; c'est ainsi que l'électrochimie suédoise a mis au point un procédé qui fait passer de 200 g/j à 100 µg/an les pertes provenant de la synthèse du chlore.

2) Interdire la fabrication et l'usage des composés dangereux (l'emploi des organo-mercuriels pour le traitement des semences est réglementé par la circulaire du 18 juillet 1947).

3) Instaurer une réglementation précise des rejets et des infractions (contrôleurs en nombre suffisant, limites autorisées, pénalisations et dédommagements véritablement dissuasifs).

4) Développer les recherches sur l'étude des effets de la pollution, pour mieux connaître les concentrations dangereuses à prohiber.

5) Utiliser des moyens de détection plus qualitatifs (dosage du méthylmercure par chromatographie en phase gazeuse à capture d'électrons).

Citons en conclusion BARDE et GARNIER (1971), qui décrivent un exemple à méditer pour les industriels :

« En 1960, la firme suédoise GASCO A.B., jugeant immoral de poursuivre l'exportation de produits dont

l'emploi était interdit en Suède, décida d'arrêter la production des fongicides organo-mercuriels. »

213. — Le Plomb

2131. — *Les sources de pollution*

La production mondiale de minerai de plomb atteint aujourd'hui un chiffre voisin de 3 millions de tonnes. Ses usages sont anciens, le métal était déjà employé à Babylone pour sceller les matériaux ; actuellement on l'utilise en plomberie, dans la protection contre les radioisotopes et dans la fabrication de récipients, de vernis, de plastiques et de peintures.

Ces usages entraînent une certaine pollution marine, par déversement des rejets dans l'environnement, mais celle-ci ne paraît pas très importante.

La source majeure de la pollution est en fait une dispersion atmosphérique du plomb organique, introduit à partir de 1923 comme additif dans l'essence, et massivement incorporé dès 1940 dans les supercarburants de type benzénique, comme antidétonant. Ce plomb, rejeté dans l'air, va ensuite se déposer sur toutes les surfaces, et en particulier sur celles des mers et des océans, qui représentent 70,8 % de la superficie du globle terrestre.

2132. — *Les composés toxiques*

Le plomb minéral, quoique peu rejeté en apparence dans le milieu marin, est pourtant nocif pour les espèces marines ; les sels minéraux, et en particulier le nitrate de plomb, ont des seuils toxiques de l'ordre de 3 à 7 mg/l pour le phytoplancton, 125 à 250 mg/l pour le zooplancton, et 375 à 750 mg/l pour les poissons (C.E.R.B.O.M. 1971).

Ces taux, relativement élevés, sont rarement rencontrés dans les mers ; le plomb minéral pourra donc se transmettre à des doses sublétales dans la chaîne trophique.

Le plomb organique se présente sous deux formes principales : le plomb tétraéthyle de formule chimique $Pb(C2H5)4$, et le plomb tétraméthyle, $Pb(CH3)4$. La plupart des essences renferment 2/3 de plomb sous la forme tétraéthylée, qui est libérée lors de la combustion. Le plomb organique est beaucoup plus dangereux que le plomb minéral (Chem. brit. 1971) car il agit à des concentrations beaucoup plus faibles ; cependant on ne peut encore avancer de chiffres précis quant à ses seuils de toxicité dans les chaînes alimentaires.

2133 — *La contamination des chaînes alimentaires*

Considérons en premier lieu les teneurs marines relatives au plomb total (minéral et organique) : en moyenne, les mers contiennent de 1 à 4.10^{-5} p.p.m. de ce métal, mais des estimations faites en 1972 au large des côtes du pays de Galles ont permis de déceler des taux allant jusqu'à 5.10^{-3} p.p.m., avec un chiffre moyen de $1.7.10^{-3}$ p.p.m. (Berger 1972).

Une accumulation importante et récente a été notée dans les glaciers du Pôle Nord, pourtant éloignés de toute source de pollution. Les variations bathymétriques permettent de constater qu'il y aurait quarante fois plus de plomb de 0 à 400 mètres que plus profondément ; ce phénomène serait dû au plomb organique qui a tendance à se stabiliser en surface (Yearbook of Sc. and Techn. 1970). La contamination du milieu marin par le plomb semble donc un phénomène nouveau, lié aux usages industriels du métal, mais aussi à la disparition des organismes représentant ses agents de contrôle naturels, le phytoplancton et le zooplancton.

Le plomb, à l'état organique ou minéral, est un poison cumulatif ; Guidone et Mazzara (1971), après des études d'aquariologie, ont montré que des filtreurs marins, tels que Ciona ou Mytilus, et les Spongiaires, présentent une activité d'absorption très rapide et très élevée du métal ; chez les Holothuries (Echinodermes) le plomb s'accumule presque exclusivement dans les branchies et l'intestin.

L'absorption du plomb par les microorganismes, puis jusqu'aux niveaux supérieurs des chaînes trophiques, est à la base du mécanisme d'accumulation (C.E.R.B.O.M. 1971).

Preston (1972) décrit des facteurs de transfert pouvant atteindre 1500 sur la Patelle, avec des taux de plomb allant de 0,8 à 20 p.p.m. Si la contamination de la faune marine est un phénomène indiscutable, quelles peuvent en être les incidences sanitaires ?

Nous allons essayer de préciser ce point.

2134. — *Les incidences sanitaires*

21341. — L'intoxication :

L'intoxication chronique produite par les composés organiques du plomb est différente du saturnisme provoqué par le plomb minéral. Elle se caractérise par un état dépressif, une fatigue excessive, des céphalées et des troubles digestifs non spécifiques ; cette intoxication peut être mortelle pour des taux importants, après développement d'une encéphalopathie et d'un grave syndrome « en hypo » (Desoille 1961).

Sur des léopards, Bazell (1971) note en rapport avec l'ingestion de plomb associé au zinc une anorexie, une incoordination motrice et une chute des poils.

Le plomb tétraéthyle peut également déterminer de graves troubles mentaux, car il a une affinité pour le système nerveux (sa liposolubilité lui permet de franchir la barrière méningée). Les lésions du système nerveux se localisent à l'encéphale, et on trouve une congestion, des pétéchies hémorragiques, des nécroses focales, de l'œdème et de la dégénérescence des petits vaisseaux cérébraux (Yearbook of Sc. and Techn. 1972).

Une absorption chronique est suffisante pour déterminer l'intoxication, car le plomb est éliminé plus lentement qu'il n'est absorbé (l'élévation de la plombémie peut durer une année après le début des symptômes).

Le danger théorique que nous venons de décrire n'a pas encore donné lieu à des analyses systématiques de la teneur moyenne du plomb des organismes marins ; en effet ce métal a souvent des manifestations insidieuses qui n'entraînent pas d'accidents spectaculaires que l'on puisse rapporter à l'accumulation par la faune marine. On sait par exemple que des cas de dépression, en médecine humaine, ont été traités avec succès (à 85 %) avec de l'E.D.T.A., antidote du plomb (Chem. brit. 1971) ; il faudrait donc penser peut-être plus souvent à incriminer ce polluant chez l'Homme et chez les animaux domestiques, dans des troubles nerveux et des cas de « fatigue » dont l'étiologie est incertaine.

21342. — *Les normes sanitaires*

Pour préciser la contribution des animaux marins au danger de l'absorption du plomb, nous avons calculé les D.J.A. théoriques correspondantes, à partir des données en notre possession.

1) D'abord, en se servant de la formule de la D.J.A. que nous avons définie plus haut, on trouve :

$$D.J.A._{Pb} = 1{,}5.10^{3}\ (1) \times 5.10^{-3}\ (2) \times 17.10^{-3}\ (3) = 127{,}5\ \mu g/j$$

(1) Facteur de concentration.

(2) Concentration supérieure décrite dans la littérature comme caractéristique de la teneur marine (en mg/kg).

(3) Consommation de poisson aux U.S.A. (en kg/j).

2) Ensuite, si l'on considère que la dose limite tolérable dans le sang est de 0,8 p.p.m. (Académie américaine de pédiatrie), ce qui correspond à une charge corporelle totale de 90 mg pour un homme de 70 kg ayant 5 à 6 litres de sang, on détermine une D.J.A. de 135 µg/l ; ce chiffre est obtenu en assimilant la vitesse d'accumulation du plomb organique

dans les tissus à celle déterminée par SKERFVING (1970), pour le mercure organique des animaux marins.

Les D.J.A. que nous avons calculées correspondent à des normes tolérables de 7 à 8 p.p.m. dans les produits marins ; beaucoup d'éléments manquent encore pour pouvoir les préciser, et en particulier le pourcentage de plomb organique par rapport au plomb total. On peut cependant penser à des chiffres voisins de ceux du mercure.

En fait, l'étude de la transmission du plomb dans les chaînes trophiques montre qu'il convient sans doute de mieux cerner les risques en rapport avec ce métal, même s'il semble que les organo-mercuriels sont bien les composés les plus dangereux pour l'Homme et pour les vertébrés terrestres, dans le cadre d'une accumulation biologique marine.

214. — LE CADMIUM

La production mondiale de cadmium (14,1 millions de tonnes de minerai en 1968) entre dans la fabrication d'alliages, de plaques d'électrolyse, et de barres de contrôle des réacteurs nucléaires.

On constate actuellement une tendance à l'augmentation des concentrations marines de cet élément ; ASTON (1972), analysant les sédiments profonds de l'Atlantique Nord, trouve une moyenne de 0,225 p.p.m., qui correspond aux chiffres de MULLIN (1956), qui donnait une moyenne de 0,215 p.p.m. pour cet océan. Selon BERGER (1972) les teneurs de la mer d'Irlande ont subi récemment de fortes variations, et certaines zones ont des concentrations de cadmium 30 à 40 fois supérieures aux niveaux moyens ($0{,}1.10^{-3}$ p.p.m.).

Le cadmium se transmet dans les chaînes alimentaires et PRESTON (1972) observe des taux de 0,6 à 8 p.p.m. sur des mollusques (Patella) ; d'après ce même auteur, les facteurs de transfert sont de l'ordre de 50 000. Très lentement absorbé par le tractus gastro-intestinal, le cad-

mium est éliminé dans l'urine et les fèces, mais cette élimination étant très longue, la concentration initiale reste à un niveau élevé pendant plusieurs années. Chez les poissons, le cadmium altérerait le métabolisme des phosphates et de l'oxygène, en se fixant dans les mitochondries du foie (Env. Heal. and Poll. Control 1972).

L'exposition chronique est dangereuse, et peut déboucher chez l'Homme sur une fragilité osseuse, une atteinte rénale, ou un emphysème irréversible ; injecté sous la peau, le cadmium détermine des rhabdomyosarcomes. Le métal se localise d'abord au poumon, puis va ensuite dans le foie, la rate et les reins où il s'accumule (Yearbook of. Sc. and Tech., 1972).

Pour l'O.N.U., le cadmium est un toxique majeur ; il est, avec le mercure, le seul métal dont les rejets dans le milieu marin sont, en principe, formellement interdits.

On sait que les taux maximum de la mer d'Irlande n'offrent qu'un facteur de protection de l'ordre de 2,5 par rapport à la norme admissible dans l'eau, décrite par l'O.M.S. (10^{-2} p.p.m.) ; on peut ainsi penser qu'il est urgent de définir des concentrations maximales tolérables dans les aliments d'origine marine, en particulier les organismes vivants.

Pour déterminer ces concentrations, nous savons que 15 p.p.m. de cadmium absorbés par la nourriture provoquent les signes de l'intoxication (Mac Grow Hill, 1972).

En appliquant un facteur de protection de 10, on définit ainsi une concentration maximale tolérable de 1,5 p.p.m. dans les organismes consommés (soit une D.J.A. de 25 µg/j) ; d'autre part, on sait que la concentration tolérée actuellement pour le mercure est comprise généralement entre 0,5 et 0,7 p.p.m. dans les produits de la pêche, et que le cadmium est admis, dans l'eau, à une concentration deux fois plus forte que le mercure. En considérant cette différence de toxicité, on trouve une teneur limite acceptable de cadmium allant de 1 à 1,4 p.p.m. Ces quelques chiffres, basés sur des données encore imprécises, montrent cependant qu'il serait bon

d'effectuer des mesures rigoureuses des taux de cadmium contenu dans les organismes marins.

215. — Conclusion

Le mercure, le plomb et le cadmium sont les trois métaux lourds dont les incidences sanitaires paraissent aujourd'hui les plus importantes ; pourtant, si les études prioritaires doivent porter sur ces polluants, il ne faut pas oublier que d'autres métaux, capables d'être transportés par les chaînes alimentaires marines, ont une toxicité certaine vis-à-vis de l'Homme et des animaux domestiques ; nous citerons ici le chrome, le zinc, le thallium et le nickel, sans pouvoir dresser une liste complète.

22. — LES PESTICIDES ORGANO-CHLORES

221. — Importance

Découvert en 1874, le dichlorodiphényltrichloréthane, ou D.D.T., ne vit reconnues ses remarquables propriétés insecticides qu'en 1939 par le chimiste suisse Paul Muller.

Depuis, les pesticides ont eu un développement très important, et la France en est aujourd'hui le troisième consommateur mondial ; la première place du marché français est occupée par Pechiney-Progil, filiale de Rhône-Poulenc, avec un chiffre d'affaires de 340 millions de francs en 1971 (25 % du total national et près de deux fois le budget 1972 du Ministère de l'Environnement !). Si les intérêts économiques puissants liés aux pesticides expliquent, en partie, les polémiques que leurs usages entraînent, l'importance médicale des insecticides organochlorés est indéniable ; substance de choix pour l'éradication des maladies transmises par les insectes, le D.D.T. a fait tomber par exemple, en Inde, la mortalité annuelle due à la malaria de 750 000 à 1 500. A Ceylan, où on arrêta son épandage en 1963 (année où furent signalés 17 cas),

cette même maladie a, depuis, atteint deux millions de personnes.

L'intérêt des divers pesticides (insecticides, rodenticides, fungicides, etc.) dans la lutte antiparasitaire se manifeste à tous les niveaux ; cependant, la mise en balance des effets toxiques et des effets bénéfiques, n'apparaît pas constituer une démarche d'esprit convenable pour instituer à leur égard une vraie politique sanitaire.

222. — Principaux composés

Epandus sur presque toutes les surfaces du globe, les pesticides organo-chlorés se retrouvent partout ; les mers et les océans sont donc un réceptable important de ces substances, dont le pouvoir de rémanence est élevé.

On retrouve en effet :

— le chlordane à 15 % de la dose initiale après douze ans ;

— l'H.C.H. à 41 % de la dose initiale après onze ans ;

— le D.D.T. à 50 % de la dose initiale après dix ans ;

— l'heptachlore à 5 % de la dose initiale après neuf ans ;

— l'aldrine à 10 % de la dose initiale après quatre ans.

Si leur biodégradation est très lente, les organochlorés évoluent pourtant dans le temps ; le D.D.T., par perte d'un atome de chlore, donne le D.D.D. et le D.D.E. dans des proportions variables avec le milieu ; l'aldrine et le dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlore-époxyde forment des « couples chimiques » qui comprennent le composé principal et son métabolite naturel. La toxicité de ces métabolites, parfois supérieure à celle du composé initial, oblige à les intégrer dans les calculs des concentrations tolérables dans les produits marins ; on détermine alors la teneur totale en résidus.

Nous avons déjà cité des composés très largement utilisés, mais pour être complet il faut également parler du métoxychlore et de l'hexachlorobenzène, le sous-produit de la fabrication industrielle de l'H.C.H., dont l'isomère γ est le lindane.

223. — La contamination des chaines alimentaires

Le milieu marin est facilement contaminé par les pesticides organo-chlorés. On se sert d'abord de ceux-ci pour assainir les régions côtières, et l'utilisation fréquente de l'avion dans les épandages d'insecticides facilite la dispersion de ces polluants ; ensuite, les cours d'eau vont transporter les pesticides jusque dans les mers, les régions où on les utilise le plus étant, généralement, fortement irriguées.

De toute manière, l'universalité de l'emploi des organo-chlorés permet, par les eaux de ruissellement, leur accumulation dans le milieu marin.

Expérimentalement, Eberhardt (1971) a démontré les mécanismes de l'accumulation dans les chaînes alimentaires. Ayant contaminé une région du lac Erié avec du D.D.T., marqué au chlore 36, il a observé que chez les poissons, l'insecticide se concentre principalement par cumul trophique ; chez les invertébrés des premiers étages alimentaires, c'est l'absorption directe, à partir de l'eau, qui est le processus dominant.

Eberhardt définit ainsi deux « compartiments » :

1° Le « compartiment rapide », qui correspond au temps pendant lequel la concentration dans l'eau est décelable (quatorze jours à partir de la contamination), et représente l'importance de l'absorption directe ;

2° Le « compartiment lent », qui correspond au temps nécessaire au déroulement des relations alimentaires (les concentrations de D.D.T. en rapport avec ce compartiment sont maximales du quinzième au quarante et unième jour), et représente l'importance de l'accumulation due à la nutrition.

Cette étude montre que la contamination des êtres vivants est durable, puisqu'on trouve des taux importants trois mois après le début de l'expérience. La représentation mathématique de la concentration de D.D.T. (en p.p.m.) dans le temps reproduit d'une façon satisfaisante les courbes établies par l'expérimentation. Pour EBERHARDT, la concentration en D.D.T., pour un compartiment donné, est une équation du type :

$$\frac{d\ y2\ (2)}{d\ t} = c2\ y1\ (t) - P2\ Y2\ (t). \qquad (yt\ (o) = o)$$

Y1 (t) représente la concentration de D.D.T. dans l'eau.

Y2 (t) représente la concentration du compartiment considéré.

P2 représente la vitesse de perte du D.D.T. dans le compartiment.

c2 représente le facteur de transfert.

Pratiquement, les organo-chlorés, après avoir remonté les chaînes alimentaires en se concentrant d'abord dans le phytoplancton, se retrouvent ensuite dans les niveaux supérieurs. CARSON (1962) note, à partir d'une teneur dans l'eau de 0,02 p.p.m., 40 à 300 p.p.m. chez les poissons herbivores, et jusqu'à 2 500 p.p.m. chez les espèces carnivores. LORGUE (1972) cite des chiffres de l'ordre de 0,001 p.p.m. pour l'eau, 0,07 p.p.m. pour le plancton, 15 p.p.m. pour les poissons, et 800 p.p.m. pour le mammifère du bout de la chaîne, en l'occurrence le marsouin (teneur trouvée dans la graisse de l'animal).

Dans la mer Baltique, on trouve ainsi des taux de 2 à 17 p.p.m. chez le hareng et de 31 p.p.m. chez le saumon. Quant à l'huître, sa croissance n'est pas perturbée tant que la concentration en organo-chlorés est inférieure à 0,002 p.p.m. Pourtant PORTMANN (1968) rapporte des teneurs de 0,09 p.p.m. de D.D.T. et de 0,11 p.p.m. de lindane chez *Ostrea edulis ;* pour cet auteur, ces chiffres varient avec la saison et passent par un maximum en

juin-juillet et octobre-novembre, périodes correspondant aux pluviosités les plus fortes de la région considérée. D'après BUTLER (1966), l'huître est un excellent détecteur de pesticides et, si elle les concentre rapidement, elle les élimine lorsque le milieu n'est plus pollué.

FOUGERAS-LAVERGNOLLE (1971), ayant estimé les teneurs des organo-chlorés sur des huîtres (*Crassostrea angulata*) de différentes régions côtières françaises, a trouvé des chiffres généralement inférieurs aux concentrations que l'on considère comme dangereuses ; ainsi, c'est l'étang de Thau qui paraît le plus pollué (0,032 p.p.m. d'H.C.H. et 0,015 p.p.m. de lindane), les autres valeurs variant entre 0,004 et 0,017 p.p.m. Les pesticides organo-chlorés sont donc des polluants du milieu marin ; cette constatation nous amène maintenant à envisager leur toxicité.

224. — TOXICITÉ DES PESTICIDES ORGANO-CHLORÉS

2241. — *Toxicité pour la faune marine*

Le phytoplancton est sensible à l'action des organo-chlorés : WURSTER (1968) montre qu'il suffit de quelques billions par partie (p.p.b.) pour réduire de façon appréciable la photosynthèse. Si la production primaire est affectée par ces polluants, il en est de même pour les autres espèces, et les pesticides seraient responsables à 33 % de la mortalité des poissons aux U.S.A. (QUEVAUVILLER, 1969).

Les organo-chlorés sont responsables de modifications écologiques par raréfaction de certaines espèces, après sélection de mutants résistants ; chez le poisson-mouche (*Gambusia affinis*), la résistance au D.D.T. a été définie comme étant la combinaison de plusieurs facteurs, dont trois ont été précisés (WELLS, 1972) :

1° *Un facteur cellulaire :* La membrane cytoplasmique et la membrane mitochondriale des individus résistants réduisent les entrées du polluant, en en fixant une partie importante ;

2° *Un facteur vasculaire :* Il existe, chez les poissons résistants, une barrière vasculaire cérébrale.

C'est ainsi que les individus résistants ont une concentration de D.D.T. dans le cerveau égale au 1/14 de la concentration du foie, alors que ce taux est égal au 1/5 chez les sujets sensibles ;

3° *Un facteur myélinique :* Une différence structurelle de la myéline semble réduire, chez les poissons résistants, l'entrée du D.D.T. dans les axones.

Les organo-chlorés, toxiques pour les poissons, le sont également pour les mollusques. Une concentration de 0,05 p.p.m. de D.D.T. provoque une mortalité de 90 % chez les larves d'huîtres au bout de quatorze jours (Davis, 1961) ; chez les adultes, il faut des teneurs plus fortes, supérieures à 10 p.p.m. par exemple pour les coques (*Cardium edule*). Les Crustacés, et en particulier les crevettes (*Crangon crangon*) sont sensibles, puisqu'une teneur de 0,01 p.p.m. de D.D.T. ou de 0,0033 p.p.m. d'H.C.H. entraîne en quarante-huit heures (à 15° C) une mortalité de 50 %.

Cette toxicité étant établie chez les êtres marins, nous allons l'analyser chez les vertébrés terrestres.

2242. — *Toxicité pour les vertébrés terrestres*

La fertilité des oiseaux absorbant des poissons contaminés par les organo-chlorés est perturbée. En effet, les pesticides induisent des enzymes hépatiques (déshydrogénases) qui, en dégradant les hormones sexuelles, perturbent le métabolisme calcique, gouverné, pour certaines phases (rétention dans la moelle osseuse), par les œstrogènes. Ainsi l'hypercalcémie physiologique des périodes de ponte est inhibée partiellement, ce qui réduit l'apport du calcium nécessaire à la formation de la coquille, et explique la fragilité des œufs ; ces derniers se brisant alors avant l'éclosion empêchent la reproduction de l'espèce.

Pour ANDERSON (1969), les pesticides organo-chlorés inhiberaient également l'anhydrase carbonique de la glande coquilière ; cette diastase catalyse la formation des carbonates qui participent à la solidité de la coquille.

Les pesticides ont été rendus responsables d'accidents très divers : des éruptions cutanées allergiques (lindane), des anémies aplastiques (H.C.H., D.D.T.), des hépatomes (heptachlore, dieldrine, D.D.T.). Ces derniers effets sont toutefois contestés, car le taux des cancers hépatiques chez les travailleurs fabriquant les pesticides n'est pas plus élevé que celui des autres catégories professionnelles.

On a observé, chez les ouvriers de l'industrie des organo-chlorés ayant des taux élevés de D.D.T., un accroissement de l'excrétion urinaire des métabolites de l'acide glycuronique, responsable majeur des conjugaisons hépatiques ; cela semble prouver une augmentation de l'activité de certains enzymes du foie.

Pour FRÉJAVILLE (1968), les organo-chlorés, accumulés dans les graisses grâce à leur grande liposolubilité, pourraient, à la faveur d'un amaigrissement rapide, provoquer des accidents toxiques. Si le danger chronique des pesticides ne peut être exactement apprécié, ceux-ci ont pourtant une propriété qui présente un risque potentiel certain : c'est la lenteur de leur excrétion, qui contraste avec la facilité de leur accumulation.

L'Homme, comparé au singe, au chien ou rat, élimine très difficilement les organo-chlorés. L'excrétion urinaire du D.D.A., métabolite du D.D.T., n'est responsable que du tiers des pertes progressives des graisses (MORGAN 1972) ; l'excrétion fécale, démontrée par HAYES n'explique pas non plus la rétention considérable du pesticide (en supposant qu'ils n'en accumulent plus, il faudrait 10 ans pour que la concentration du D.D.T. chez les citoyens américains descende à 0,2 ou 0,3 p.p.m.).

A propos de cette excrétion, MORGAN (1972) pense, que pour être rapidement éliminé, le D.D.T. doit se trouver sous une forme chimique spéciale, la transformation

nécessaire étant effectuée par des bactéries intestinales ; or, comme c'est la forme stockable qui est fortement majoritaire, celle-ci n'arrive que lentement dans l'intestin par la voie biliaire.

Ainsi, on peut peut-être expliquer que les habitants des pays industrialisés ont des concentrations moyennes d'organo-chlorés de l'ordre de 5 à 10 p.p.m., et que des chiffres allant jusqu'à 664 p.p.m. ont été trouvés sur des travailleurs manipulant des pesticides.

225. — Les normes sanitaires.

Les caractères toxiques des pesticides organo-chlorés étant encore l'objet de controverses, les normes sanitaires sont difficiles à définir.

Pour les produits marins, la plupart des pays ont adopté des teneurs voisines de 5 p.p.m. (composé principal + métabolites) ; la France n'applique pas encore de normes, mais elle devrait le faire prochainement dans le cadre du Marché commun.

Les résultats de Fougeras-Lavergnolle (1971), obtenus sur les huîtres de certains parcs français, donnent des taux de D.D.T. total ne dépassant pas 2 p.p.m., et des teneurs d'H.C.H. inférieures à 0,05 p.p.m.

Richou-Bac (1972) trouve des concentrations moyennes en D.D.T. total de l'ordre de 0,67 p.p.m. sur des poissons d'eau douce ; ces résultats sont intéressants, mais ils sont encore trop fragmentaires pour présumer du niveau de contamination affectant généralement les chaînes alimentaires aquatiques de notre pays et les organismes marins importés.

226. — Les moyens de défense :

Une législation sanitaire ne suffit pas, il faut aussi établir un contrôle de la fabrication et de l'épandage des pesticides, pour se prémunir de leurs effets toxiques.

Ainsi, on a préconisé l'interdiction totale de certains composés et en particulier du D.D.T., mais les inconvénients qui en résultent obligent à de solides mesures de remplacement.

Il semble donc préférable de réduire la consommation des pesticides en développant :

1° la réglementation de leur distribution ;

2° l'information sur les risques que leur mauvaise utilisation comporte ;

3° la recherche de nouveaux composés, plus facilement éliminés et à faible pouvoir de concentration ;

4° l'intégration de ces produits dans des matrices polymérisées (polyamides synthétisés à partir de l'éthylène diamine ou substances naturelles de l'écorce), ce qui permettrait de diminuer les doses tout en conservant leur efficacité.

A côté de ces moyens directs de défense, il paraît important de développer d'autres procédés permettant la destruction des insectes, sans les risques sanitaires et les processus d'accoutumance qu'entraînent les organochlorés. On citera ainsi :

1° *la lutte biologique :*

- hormones juvéniles (entocon, dérivés du géraniol);
- prédateurs naturels ;
- bactéries pathogènes spécifiques.

2° *la lutte générique :*

- individus à gènes létaux ;
- stérilisation des mâles.

La combinaison de ces deux grands moyens de défense contre les pollutions dues aux pesticides organochlorés, permettra dans un proche avenir de résoudre en grande partie les problèmes que posent l'utilisation de ces composés.

Enfin les questions financières ne doivent en aucun cas prévaloir et permettre la continuation d'une pollution reconnue et dangereuse.

On se souviendra que l'usage de l'hexaclorophène n'a pu être interdit aux U.S.A., par suite de pressions financières émanant de sociétés puissantes (industrie des cosmétiques, industries liées à la guerre), et que ce pesticide, incorporé à du talc, a été dernièrement rendu responsable, dans notre pays, de la mort de 30 enfants en bas âge.

23. — Les diphéniles polychlorés (ou P.C.B.) :

Les P.C.B., composés chimiquement voisins des pesticides organo-chlorés, sont utilisés comme vernis, isolants, lubrifiants et solvants des insecticides.

Si les chaînes trophiques marines ne constituent pas la seule voie de transport de ces polluants vers l'Homme, elles ont néanmoins une part de responsabilité certaine : dans la mer Baltique, on a trouvé sur des harengs des taux allant de 0,74 à 6,8 p.p.m.,et voisinant 3 p.p.m. chez le saumon (taux rapporté au tissu adipeux) ; l'enquête réalisée par le gouvernement canadien en 1970 (il s'agissait de préciser les niveaux de contamination des poissons des cours d'eau et des grands lacs du Canada, par rapport aux pollutions déclenchées par les organo-chlorés) a également noté cette accumulation ; Richou-Bac (1972), trouve des concentrations de 0,5 à 11,5 p.p.m. sur 39 % des truites Fario contrôlées par le laboratoire central des Services vétérinaires. L'action toxique des P.C.B. semble comparable à celle des pesticides organo-chlorés et les composés les plus chlorés sont les plus dangereux ; ils induisent chez l'animal certaines enzymes hépatiques qui activent la dégradation de l'oestradiol ; ils sont également embryotoxiques, et déterminent chez l'Homme des lésions de type acné au niveau du visage, des lobes des oreilles, des omoplates, autour des yeux et sur le front, ainsi que des hépatonéphrites. Leur action peut être létale, et en 1968, les P.C.B. (du Kanechlore 400 ayant contaminé de l'huile de riz) entraînèrent au Japon la mort de 5 personnes.

Depuis, quelques pays ont mis en place des normes sanitaires ; les Etats-Unis n'admettent plus les produits

de la pêche, et leurs dérivés destinés à l'alimentation animale, dont la teneur en diphéniles polychlorés est supérieure à 5 p.p.m.

Commercialisés depuis plus de 40 ans, les P.C.B. voient aujourd'hui leur production diminuer et le recyclage de leurs rejets se généraliser. Ce sont là des mesures essentielles à encourager pour prévenir les pollutions qu'ils déterminent.

24. — Les résidus pétroliers :

Les pollutions pétrolières ne sont généralement pas insidieuses, et un simple examen organoleptique permet de rejeter les produits marins souillés.

Nous ne nous intéresserons donc qu'aux imbrûlés lourds, suies, et gaz d'échappement, dans lesquels on a isolé des substances cancérigènes telles que le benzo 3-4 pyrène, le benzo 3-4 fluoranthène, le benzo 8-9 fluoranthène, le diméthylbenzacridine, le 1-2-5-6 di-benzanthracène, les dérivés arsénicaux et les époxydes aliphatiques des hydrocarbures non saturés.

Ces substances, véhiculées jusqu'à l'eau de mer, peuvent s'accumuler dans les organismes vivants. Brulhet (1971) décrit des taux de 0,38 p.p.m. pour des moules de l'estuaire de la Seine ; les étages inférieurs sont également capables de les fixer, et le plancton peut en receler des taux voisins de 0,5 p.p.m.

La toxicité de ces résidus est certaine, et a d'abord été démontrée chez la souris (cancers intestinaux, épithéliomas spino-cellulaires) et chez le rat (cancer pulmonaires).

Chez l'homme, les cancers de l'estomac pourraient être expliqués, dans une certaine proportion, par l'ingestion d'aliments contaminés, la part des produits marins ne pouvant que difficilement être déterminée (Burian 1966).

Selon Blacklock (cité par Burian), un habitant d'une grande cité industrielle inhale durant sa vie une moyenne

de 16 mg de benzo 3-4 pyrène, ce qui correspond à l'ingestion de 53 kg d'organismes marins ayant une teneur de 0,3 p.p.m. Il semblerait donc intéressant de préciser, par quelques sondages, le niveau actuel de contamination des chaînes alimentaires marines, pour apprécier leur contribution à l'étiologie de certains processus cancéreux des Vertébrés terrestres, et peut-être mettre en place des normes sanitaires protectrices.

25. — Les radionucléides :

Les radionucléides furent, à la suite des explosions nucléaires, les premiers polluants étudiés pour leur pouvoir de concentration dans les chaînes trophiques. L'importance théorique de ces éléments a été largement abordée dans l'analyse des propriétés vectrices; pratiquement, leur toxicité a fait l'objet d'études fort nombreuses, sur les plans militaires et civils, sur lesquelles nous ne reviendrons pas.

Nous rappelerons simplement que leur risque de toxicité chronique est le fait de leurs longues périodes d'activité (demi-vie du ^{65}Zn 245 jours, du ^{55}Fe 2 ans et demi, du ^{90}Sr 28 ans, du ^{137}Cs 30 ans) associées à leurs tropismes particuliers (par exemple le tropisme osseux du strontium).

Dans l'avenir, leurs propriétés énergétiques poseront la question des résidus, et nous serons sans doute confrontés, beaucoup plus qu'aujourd'hui, à des problèmes de pollutions locales en rapport avec les radionucléides. Selon Michon (1965), leur évolution dans le milieu marin est la suivante :

1° 48 heures après une retombée radioactive, le plancton accumule ces éléments dans les proportions où ils se trouvaient dans l'eau de mer,

2° après une semaine, les isotopes du Co, du Fe et du Zn sont captés préférentiellement,

3° les poissons planctonivores concentrent ensuite le Zn et le Fe, et les grands prédateurs le Zn et le Mn.

En fin de compte, les radionucléides transportés par les produits marins et leurs dérivés sont, par ordre d'importance décroissante, le ^{60}Co, le ^{55}Fe, le ^{65}Zn, le ^{90}Sr, le ^{58}Co, le ^{59}Fe, et le ^{54}Mn.

Les chaînes vectrices des radioéléments, démontrées expérimentalement, ont été aussi observées « in situ » ; PALMER (1968) a décrit en Alaska, pour le ^{55}Fe, un transport mer-plancton-poisson-Homme ; en outre, de fortes concentrations sanguines de cet élément ont été trouvées sur des Finnois (JAAKKOLA 1969), et des Suédois, importants consommateurs des produits de la mer. Les règles sanitaires que l'on peut décrire pour les radioéléments seront analysées dans la partie suivante de notre étude ; celle-ci, que nous allons maintenant aborder, va nous permettre de passer en revue les lois et les règlements sanitaires actuellement définis, en se référant à l'étude spéciale des substances transportées.

3. — POLLUTION MARINE ET REGLEMENTS SANITAIRES

31. — LES POLLUTIONS DE LA MER ET LE DROIT :

311. — *Droit international.*

Du 5 au 16 juin 1972, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement s'est réunie à Stocklom pour envisager la lutte contre les pollutions à l'échelle mondiale. Un texte fut élaboré, qui permet, sous réserve d'une autorisation spéciale accordée par l'O.N.U., le rejet en mer, d'arsenic, de plomb, de zinc, de cuivre, de cyanures, d'aluminium, de chrome et de nickel ; par contre, il interdit les rejets d'organo-halogénés (en particulier du D.D.T.), de mercure, de cadmium, de pétrole brut, d'essence, de certaines matières plastiques et des produits radioactifs. Si ce texte marque une certaine évolution, on rappellera les caractères présentés jusqu'alors par la politique internationale en matière de pollution marine :

— *politique discriminatoire de lieu :* La division des espaces marins en plusieurs zones aux statuts juridiques différents, rend malaisée toute action législative efficace.

— *Politique discriminatoire de substance :* Seuls jusqu'alors les hydrocarbures bénéficient de règles internationales précises relatives aux circonstances et à la répression de leurs rejets.

— *Politique « a posteriori » :* Il a fallu que survienne, en 1967, la catastrophe du Torrey-Canyon, pour que l'on songe à prévenir efficacement les pollutions d'origine pétrolière, car la première convention internationale, signée à Londres le 12 mai 1954, s'était toujours révélée d'application fort décevante (QUENEUDEC 1969).

— *Politique et lenteur d'application :* Il fallut 28 ans pour signer en 1946 le premier accord sur le pétrole, et quatre années furent encore nécessaires pour son application. La conférence de Stockholm est le premier acte réel de volonté internationale qui tente d'étendre aux autres polluants les règles édictées pour les hydrocarbures.

— *Politique et droit positif :* en matière de pollution marine, bien des résolutions sont signées, mais il faut des traités entre Etats, comparables à la Convention de Genève de 1958, pour constituer des règles de droit international.

Si les substances interdites à Stockholm sont sans doute les plus préoccupantes, il reste à établir un contrôle véritable de leurs rejets en mer, légalisé sur le plan mondial par un droit commun à toutes les nations.

312. — DROIT NATIONAL *:*

« La loi sur l'eau » du 16 décembre 1964, est le dernier texte législatif adopté pour la protection des eaux dans notre pays. En ce qui concerne la pollution de la mer, ce texte se borne à interdire de façon générale (art. 2) « le déversement ou l'immersion, dans les eaux de

la mer, de matières de toute nature, en particulier de déchets industriels ou atomiques, susceptibles de porter atteinte à la santé publique ainsi qu'à la faune et à la flore sous-marine, et de mettre en cause le développement économique et touristique des régions côtières ».

Loin d'être absolue, cette interdiction ne se limite qu'aux rejets reconnus dangereux par l'autorité administrative, les autres pouvant faire l'objet d'une autorisation spéciale ; comme de plus cette loi n'est applicable que dans la limite des eaux territoriales françaises, nous dirons qu'elle ne pose que des principes très restreints, dont l'imprécision ne permet pas de répondre aux exigences sanitaires et écologiques actuelles.

En fait, une politique efficace de l'environnement suppose la mise en place d'organismes nationaux spécialisés : c'est ainsi, par exemple, que l'Union Soviétique créait un ministère correspondant en 1921, et que les Etats-Unis adoptaient en 1969 le « National Policy Environmental Act » ; en 1970, la Grande-Bretagne suivait ces exemples et en janvier 1971, la France se dotait d'un Ministère de la Nature et de l'Environnement auquel un faible budget était alloué ; pour 1973 une augmentation budgétaire de l'ordre de 30 % est prévue (alors que le budget total ne progresse que de 11 %), mais les crédits de l'Environnement ne représentent encore qu'une fraction minime (de l'ordre de 0,1 % du budget national) qui limite beaucoup l'efficacité du ministère. Bien que la législation générale contre la pollution soit encore balbutiante, il est cependant un secteur où une législation précise existe et que nous allons étudier maintenant : c'est la réglementation de la présence du mercure dans les produits marins.

32. — LE ROLE DU VETERINAIRE SANITAIRE :

321. — Les textes reglementaires

3211. — *Les textes en vigueur (détection du mercure) :*

Les textes actuellement en vigueur et émanant de la Direction des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture, ont été mis en place en 1971 et en 1972. Mais, dès le mois de novembre 1970, lorsque fut signalé aux U.S.A. un risque de contamination, une norme sanitaire provisoire avait été adoptée, précisée depuis par les circulaires n° 8185, 8205, 8230, 8434 et 8435.

32 111. — *Circulaire n° 8185 du 14 juin 1971*

Elle décide de renforcer le contrôle à l'importation pour certains poissons en ce qui concerne leur teneur en mercure.

Dans ce but, les agents des Services Vétérinaires sanitaires procèdent obligatoirement à des prélèvements sur les thons et les saumons importés (réfrigérés ou congelés). Ainsi sont prélevés, en arrière de la tête, 500 grammes de chair dans la masse musculaire dorsale, qui sont ensuite expédiés au Laboratoire Central de Recherches Vétérinaires de Maisons-Alfort, avec une fiche de commémoratifs. Les prélèvements sont effectués sur 12 poissons (6 gros, 4 moyens, 2 petits) si le chargement ne comporte qu'une seule espèce, et sur 6 poissons par espèce (3 gros, 2 moyens, 1 petit) s'il y a plusieurs espèces dans le chargement.

Pour les autres poissons, seuls sont contrôlés les poissons congelés et importés par bateau ; le prélèvement se fait sur une seule espèce, en changeant d'espèce au cours des divers arrivages. Pour les thons et les saumons en boîtes, on prélève dans chaque lot une boîte par espèce et par type de fabrication. Pour les thons congelés importés de l'étranger et pêchés par des étrangers, la marchandise est bloquée en attendant les résultats de

l'analyse, la norme provisoire tolérée étant de 0,7 p.p.m. de mercure.

32 112. — *Circulaire n°* 8205 *du* 21 *juillet* 1971

Par cette circulaire, le bloquage à l'importation est supprimé, sous réserve que la marchandise soit accompagnée d'une fiche de renseignements ; celle-ci, établie par l'importateur, comporte le résultat d'analyses indiquant la teneur en mercure des poissons soumis à l'inspection (cette analyse est effectuée, aux frais de l'importateur, dans le laboratoire de son choix) et une fiche d'identification des thons.

Ces décisions ne suppriment en rien les analyses réglementaires, dont la technique officielle est la méthode spectrophotométrique d'absorption atomique.

Les produits marins concernés par les règlements sont rejetés si leur concentration en mercure dépasse 0,7 p.p.m.

32 113. — *Circulaire n°* 8230 *du* 11 *février* 1972 *:*

Elle rappelle que l'Italie n'admet plus, à l'importation, que les produits de la pêche dont le taux de mercure est inférieur à 0,7 p.p.m. et qui sont accompagnés d'un certificat l'attestant.

Comme le danger de voir ce taux dépassé semble se limiter aux thons, raies et anguilles, on pratique d'abord un prélèvement sur ces espèces (trois échantillons) et on le soumet ensuite à l'analyse ; le certificat n'est délivré que si les résultats sont favorables.

Pour les autres produits de la pêche, on délivre par avance le certificat, puis on pratique un prélèvement ; les résultats de l'analyse peuvent le cas échéant, être confrontés avec ceux des autorités italiennes.

32 114. — *Circulaire n°* 8345 *du* 24 *mars* 1972 *:*

Elle précise les modalités de contrôle des boîtes de conserve de thons.

Dans chaque lot de boîtes, on prélève quatre boîtes, dans quatre caisses différentes ; le lot est ensuite bloqué jusqu'à la réception des résultats de l'analyse.

Si une ou plusieurs boîtes montrent une teneur supérieure à 0,7 p.p.m., on suspend la délivrance du laissez-passer et on analyse dix nouvelles boîtes prises au hasard.

Le lot entier est refoulé si la moyenne de ces analyses est supérieure à 0,7 p.p.m. Dans le cas contraire, le laissez-passer à l'importation est délivré.

32 115. — *Circulaire n° 8434 du 20 octobre 1972 :*

Elle attire l'attention sur le fait qu'un stock de thons japonais, rejeté par les U.S.A. pourrait être réexporté vers la France, et demande en conséquence l'application stricte des règlements.

3212. — *Projet d'arrêté ministériel réglementant la teneur en mercure des produits de la pêche*

Le projet d'arrêté stipule que le taux de mercure des produits marins et d'eau douce, destinés à la consommation humaine, ne doit pas excéder 0,50 p.p.m., exception faite des brochets, thons, squales, espadons et raies, pour lesquels le taux maximum est fixé à 0,70 p.p.m. Les teneurs précitées s'entendent pour des produits non transformés, à l'état frais, congelé ou surgelé.

Quant aux produits transformés, des facteurs de conversion sont prévus ; il convient de multiplier le résultat des analyses par le facteur correspondant, pour trouver la teneur que ces produits auraient eue s'ils avaient été présentés à l'inspection à l'état non transformé (ces facteurs sont inférieurs à 1, ce qui permet de compenser l'élévation de la teneur en mercure due aux pertes d'eau qui sont en rapport avec la préparation, c'est-à-dire avec le séchage, l'adjonction de sel et de saumure, ou le pochage avant la mise en boîte).

Type de produits	*Facteur de conversion*
Saumurés	0,5
Salés	0,4
Séchés	0,35
Fumés	0,4
En conserves :	
— Thunnus thynnus	0,6
— Autres thonidés	0,7
— Autres produits	0,65

Les facteurs de conversion.

Les modalités d'échantillonnage sont conformes à celles définies par la circulaire n° 8185 pour les poissons non transformés ; pour les préparations et les conserves de thons, espadons, squales et raies, le nombre des prélèvements est fonction de l'importance du lot.

Importance du lot	*Nombre de boîtes*
jusqu'à 5 tonnes	10
de 5 à 10 tonnes	15
de 10 à 30 tonnes	20
de 30 à 100 tonnes	30
de 100 à 200 tonnes	40
plus de 200 tonnes	50

L'importateur doit prouver, par un certificat sanitaire établi par les autorités de son pays (bien que des dérogations soient prévues pour les Etats n'ayant pu mettre encore en place une infrastructure sanitaire suffisante), que la teneur en mercure des produits qu'il désire importer est inférieure aux normes maxima définies par le projet d'arrêté.

Le certificat sanitaire ne dispense en rien les importateurs des contrôles effectués par les Services

Vétérinaires, qui peuvent toujours avoir lieu. Si ces contrôles révèlent un taux supérieur aux taux prévus, le produit concerné est interdit à la consommation française.

322. — Critiques et limites

Si les circulaires antérieures au projet d'arrêté sont actuellement les seuls textes de référence, nous les discuterons en tenant compte de ce projet, qui témoigne de la volonté présente des Services Vétérinaires de protéger les consommateurs contre la pollution marine. Les dispositions légales concernant le mercure donnent à la France une réglementation avancée en ce domaine ; on peut pourtant formuler à l'égard de ces textes les critiques suivantes :

1) Ils ne prévoient aucune norme pour les produits destinés à la consommation animale ; ce sont les produits frais, les farines de poisson, les concentrés protéiques, et les conserves pour animaux, dans lesquelles le thon a été récemment introduit (on notera que la sensibilité du chat avait été bien établie lors de la catastrophe de Minimata).

2) Les échantillonnages sont trop favorables pour les importateurs présentant des lots importants. Pour le thon frais, le même nombre de poissons est prélevé par espèce quel que soit le nombre d'individus, et, pour les conserves le nombre de boîtes prélevées permet plus facilement aux gros producteurs de masquer une contamination partielle ; ainsi un producteur présentant 3 tonnes de thons en boîtes d'un kilo a 1/300 de son lot contrôlé, alors qu'un producteur présentant 400 tonnes ne voit soumis au contrôle qu'1/6000 du sien.

3) Les normes et les échantillonnages sont trop axés vers les grands poissons prédateurs, ce qui laisse beaucoup d'imprécision quant aux autres produits, notamment les crustacés et les mollusques.

> La tolérance de 0,7 p.p.m. pour certaines espèces, ne peut être expliquée correctement par leur place dans la chaîne trophique, comme le fait la note de présentation du projet d'arrêté ; cette remarque met simplement en lumière le fait que les intérêts économiques (la France est un important producteur de thons) peuvent avoir une incidence sur les règles sanitaires, lesquelles nécessitent l'adoption d'un taux commun pour tous les produits de la pêche.

Nous avons vu que les normes actuelles ne tiennent pas compte du danger couru par la production primaire. Ceci est vrai pour le mercure, mais aussi pour tous les principaux polluants, que l'étude des substances transportées par la faune marine nous a permis d'envisager. A ce propos, il est important de noter, qu'exception faite pour le mercure, la législation française n'a mis en place aucune norme sanitaire relative aux substances qui semblent aujourd'hui les plus préoccupantes par leurs propriétés cumulatives dans les chaînes techniques. A cet égard il paraît prudent, en ce qui concerne les produits de la pêche, de définir immédiatement des normes tolérables pour les pesticides organo-chlorés et les diphéniles polychlorés, comme cela existe déjà dans d'autres pays ; ensuite, après des études préliminaires permettant de mieux cerner le danger, il faut songer à mettre en place des normes pour le plomb, le cadmium, les résidus pétroliers et les composés radioactifs sans attendre que des accidents nous y obligent et en pensant qu'aucune liste n'est limitative. S'il convient de modifier les textes existant et d'étendre leurs prescriptions à d'autres polluants, il faut aussi penser à instituer de nouvelles modalités d'inspection. Ainsi, au vu des orientations actuelles, le contrôle sanitaire des radioéléments va sans doute prendre une importance accrue ; dans cette perspective, nous proposons quelques règles générales concernant les produits de la pêche :

• Après l'échantillonnage, fait au hasard et proportionnellement à l'importance des lots, il sera procédé à

des analyses ; non seulement celles-ci porteront sur les parties comestibles des espèces marines, mais encore, il faudra doser la radioactivité globale, puis préciser la nature des polluants dont les plus dangereux seront à leur tour dosés.

• Parce que ces méthodes onéreuses ne seront entreprises qu'en cas de danger majeur, il faut songer à mettre en œuvre un double système de contrôle : le premier, réalisé de façon régulière à l'arrivée du poisson, permet de déterminer à l'aide d'appareils portatifs sensibles les teneurs suspectes ; le second ne portera que sur les produits paraissant présenter un danger appréciable.

• Les commémoratifs sont ici très importants (moment, lieu de pêche, sédentarité de l'espèce, etc.), d'une part pour déterminer le danger des zones polluées par rapport à la radioactivité considérée comme normale, laquelle varie avec la région et l'espèce en cause, d'autre part pour élaborer des cartes correspondantes.

Si, selon MICHON (1965), les produits marins n'ont présentement qu'une faible part dans la contamination radioactive des Français, c'est aujourd'hui que l'on doit se préoccuper de ces mesures, pour que les règlements sanitaires aient un vrai rôle de prévention.

323. — PERSPECTIVES

Une enquête de l'O.R.T.F. (décembre 1972) a tenté de faire le point sur les pollutions des coquillages, en donnant la parole aux spécialistes. Des professionnels, des médecins et des représentants de l'Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes (I.S.T.P.M.) ont été entendus ; ces derniers paraissaient être les contrôleurs sanitaires des produits de la pêche, alors que cette mission est réglementairement dévolue aux agents des Services Vétérinaires.

Cette confusion est regrettable, et il faut rappeler que les vétérinaires sont chargés de l'exécution des textes et qu'ils décident de la livraison pour la consommation des produits marins d'origine animale.

Pour conserver et développer cette fonction, à tous les stades, il faut que les vétérinaires sanitaires deviennent compétents en matière de pollution.

En effet, la lutte contre la pollution marine est appelée à prendre une extension importante ; elle demande la collaboration de chercheurs de toutes les disciplines, et des vétérinaires en particulier.

Pour cela, l'Hygiène des Denrées Animales et d'Origine Animale ne doit plus être considérée comme une activité de second plan, mais comme une branche d'avenir, qui serait compromise par une attitude trop indifférente.

Ainsi, l'enseignement de base donné dans les Ecoles Nationales Vétérinaires doit laisser une place aux disciplines débouchant sur la prévention des nuisances apportées ou supportées par les animaux.

Dans cette perspective, l'écopathologie, la physiopathologie et les procédés physico-chimiques d'étude et de détection des pollutions devraient prendre, très vite, une place officielle dans les disciplines enseignées aux étudiants vétérinaires. Ce n'est que de cette façon, et non par des études brèves et partielles, que notre profession trouvera de nouveaux débouchés qui l'empêcheront de sombrer dans le cloisonnement de la médecine individuelle.

TROISIÈME PARTIE

Conclure

Le Massachusets Institute of Technology (M.I.T.), sous la direction du professeur Caroll L. WILSON, a présenté en 1970 un rapport sur l'Homme et son environnement, qui prône la limite de la croissance économique.

Pour le M.I.T., il faudra, dès 1990, stabiliser le taux des investissements pour qu'il soit au plus égal au taux de dépréciation du capital, niveler la natalité, diminuer de 25 % la pollution et l'utilisation des matières premières, et transférer les capitaux vers l'agriculture, même si elle est moins rentable.

Ce modèle a le mérite d'exister, cependant la pollution des mers et des océans doit être vaincue par d'autres moyens que la restriction volontaire des productions polluantes qui, pour la majorité d'entre elles, sont les supports de la croissance économique. Or, nous avons encore besoin de celle-ci pour résoudre les inégalités sociales, et permettre un partage équitable des richesses.

En pratique, les niveaux d'intervention sont d'abord l'appui des industriels à une politique efficace de dépollution marine, ensuite une prise de conscience des professions directement intéressées dans l'exploitation des mers et des océans.

Les experts de l'Organisation de coopération et de développement économique (O.C.D.E.) ont estimé le coût moyen annuel de la lutte contre la pollution marine à 10 % des investissements des industries polluantes ; quant au budget national, des pourcentages de 1 à 2 % sont avancés comme étant actuellement suffisants pour financer un Ministère de l'Environnement ; cela reviendrait, en France, à multiplier au moins par dix le chiffre actuel.

La collaboration des industriels, dégagés des notions omniprésentes de rentabilité (l'usine « propre » est d'ailleurs la plus « rentable »), associée à une aide matérielle convenable de l'Etat, mais de l'Etat capable de pression

et doué d'un pouvoir d'intervention, rend possible la résolution des problèmes nationaux de pollution.

A l'échelle européenne, la Conférence des Ministres de l'Environnement, annoncée pour mars 1973 à Vienne, doit permettre de faire la synthèse de ces questions.

Les pays en voie de développement, très faibles pollueurs, subissent également les conséquences de la pollution générale ; donc, indirectement, la lutte contre la pollution des aliments, notamment celle des organismes marins, qui sont une source importante de protéines pour les nations pauvres, est un atout pour obtenir l'éradication de la malnutrition.

Entre les partisans de « la croissance zéro » et les défenseurs du développement « à la japonaise », la Chine, porte-parole du Tiers-Monde à la Conférence mondiale de l'Environnement, tente de construire une nation moderne en utilisant au maximum les cycles biologiques naturels, l'énergie humaine et les engrais organiques ; ces notions sont compatibles avec une croissance moyenne annuelle de 4 % et un respect des valeurs de la terre ; elles ont aujourd'hui un écho jusque dans les pays industrialisés, et sont peut-être l'amorce d'une voie nouvelle.

La lutte contre les pollutions marines passe aussi par la prévention de leurs incidences sanitaires ; il faut pour cela, après des études théoriques suffisantes, adopter des normes tolérables, avant que les risques ne se précisent. On doit également se rappeler que tous les corps chimiques sont théoriquement capables de se transmettre par les chaînes alimentaires marines ; cela oblige à réviser sans cesse la législation mise en place, en fonction des dangers du moment et des perspectives nouvelles ouvertes par la recherche. Il ne s'agit plus d'élaborer une législation pour se sentir à l'abri derrière elle, il faut aussi savoir la critiquer constamment.

Avant tout, le maintien des rapports de la vie dans les mers doit être préservé, et il ne faut pas économiser avec une pollution si élégante.

VU : Le Professeur de l'Ecole
Vétérinaire, rapporteur :

LABIE.

VU : Le Directeur de l'Ecole
Vétérinaire :

Professeur R. LAUTIÉ.

VU : Le Président de la Thèse :

BOURBON.

VU ET PERMIS D'IMPRIMER :
Toulouse, le 27 mars 1973.
Le Président de l'Université
Paul-Sabatier :

L. LARENG.

BIBLIOGRAPHIE

ALZIEU. — *Rev. Inst. Pêches marit.*, 1972, *36* (1), 103-119.

ANDERSON (D. W.). — *Canad. Fld. Nat.*, 1969, *83*, 91.

ASTON (S. R.). — *Nature*, 1972, *239*, 293

AUBERT (M.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.*, 1968, *10*, 81-85.

AUBERT (M.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.*, 1969, *13-14*, 45-72.

AUBERT (M.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.*, 1970, *17*, 65-77.

AVARGUES (M.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.* 1968, *21*, 87-99.

BACHE (C.A.). — *Science*, 1971, *172*, 951.

BALLINGER (D.C.). — *Joint. Conf on sens. of. envir. poll.* Palo Alto, 1971, *11*, 8-10

BARDE et GARNIER. — *L'Environnement sans frontières ; la Suède en question ;* édit. Seghers, 1971.

BAZELL (R.-J.). — *Science N-Y*, 1971, *173*, 130.

BELLAN-SANTINI. — *Rev. Inter. Océanogr. méd.*, 1968, *10*, 27-53.

BEN BASSAT (D.). — *Nature*, 1972, *240*, 43-44.

BERGER RAINER. — *Nature*, 1972, *235*, 158-160.

BERLIN (M.) — *Arch. Envir health*, 1963, *6*, 610.

BERNHARD (M.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.*, 1970, *20*, 99-121.

BITTEL (R.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.*, 1968, *11*, 106-123.

BITTEL (R.). — *Rev. Inter. Océanogr. méd.* 1971, *22-23*, 129-140.

BOMBARD (A.). — Agence *France-Presse*, 1973, *2*.

BOROUGH (H.). — *Nature Acad. Sci. Nat.*, Res. Council, 1957, 80-87.

BOUGIS (P.). — *Le plancton ;* Presses Universitaires de France, 1967.

BRULHET (J.). — *Thèse de Doctorat Vétérinaire*, Alfort, 1971, n° 27.

BRYAN (G. W.). — *J. Exp. Biol.*, 1964, *46*, 281-294.

BRYAN (G. W.). — *J. Mar. Biol.* Ass. U.K., 1965, *45*, 65-69.

BURIAN (M.). — *Thèse Doctorat en médecine*, 1966, n° 43.

Butler (P. A.), *Spec. Publ. Am. Fisch. Eoc.*, 1966, *3*, 110-115.

Caron (M.). — *Encyclop. Méd. Chir.*, 1964, 16046 S 10.

C.E.R.B.O.M. — *Cahiers*, 2e part., 1971, *42-43*.

Chardon (G.). — *Thèse Doctorat Vétérinaire*, Toulouse 1968, n° 69.

Chem. Brit., 1971, 7, (7), 284.

Chow. — Earth Planet. *Sc. lettr.*, 1966, 1397-1400.

Connor (P. M.). — *Fish Improv. Committe*, 1968, K. 13.

Cumont (G.). — *Ann. Fals. Exp. Chim.*, 1971, *695*, 117-133.

Cumont (G.). — *Bull Acad. Vét.*, 1972, *45*, 117-126.

Cumont (G.). — *Cycle enseig. Perfec.*, Alfort 1972, Z-1, Z-17.

Davis (H.C.). — *Commercial fisch. Rev.*, 1961, *23* (12), 8-23.

D.G.R.S.T. — *Poll. et Nuis. industr. urb.*, 1966-1967, *2*

Desoille (H) — *Encyclop Méd. Chirurg.*, 1961 16658 T 10.

Doudoroff (P.). — *Physiology of fishes*, 1957, *2*, 417-427.

Eberhardt (L.L.). — *Nature*, 1971, *230*, 60-62.

Fougeras-Lavergnolle. — *J. Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 1971, *35* (3), 367-371.

Fraser (J.). — *Nature Adrift.*, 1962, Edit. Foulis.

Frejaville (J.-P.). — *Encyclop. Méd. Chirurg.*, 1968, 16046 R 10.

Glomsky Chester (A.). — *Nature*, 1971, *232*, 200-201.

Gousset (J.). — *Inform. Techn. Serv. Vét.*, 1970, n° *32*.

Guidone (R.). — *Rev. Inter. Océanogr. Méd.*, 1971, *24*, 187.

Hadengue (A.). — *Encyclop. Méd. Chirurg.*, 1972, 16007 A 10.

Harris (R. C.). — *Science*, 1970, *170*, 736.

Hayes (W.). — *Arch. environ. health.*, 1971, *22* (1), 119.

Hosohara (K.). — *J. Chem. Soc., Japan*, 1961, *82*, 1107.

Jaakkula (T.). — *Thèse Univ.* Helsinki, 1969.

Jensen (S.). — *Nature*, 1969, *203*, 753-754.

Jones (A. M.). — *Nature*, 1972, *238*, 164-165.

Lacambre (O.). — *Rev. Hyg. et Méd. Soc.*, 1969, 17 (3), 284-294.

Leatherland (J M.). — *Nature*, 1971, *232*, 112.

Lecarre (A.). — *La Recherche*, 1972, *21*, 221.

Lee (D. R.). — *J. Exp Bot.*, 1971, *22*, 25.

Lekven. — *Nature*, 1972, *235*, 284-286

Lorgue (G.). — *Rev. Méd. Vét.*, Toulouse, 1972, 1418-1427 .

Marie (W.) — *La Recherche*, 1972, *28*, 1004.

MASSACHUSETS INSTITUTE OF TECHNOLOGY. — « Halte à la croissance ». Fayard, 1972.

MAURANGES (P.). — *Semaine méd.*, 1970, *6*, 20.

MICHON (G.). — *Cahiers du C.E.R.B.O.M.*, 1965, *17*, 125-143

MITROVIC (P). — *F.A.O. Techn. conf. on marine poll.*, 1970, *12*, 9-18.

MORGAN (D P.) — *Nature*, 1972, *238*, 221-223

MOUSNIER (J.). — *La pêche maritime*, 1970, 719-722.

MULLIN (J.-B.). — *J. Mar. Res.*, 1956, *15*, 103.

NASSOGNE (A.) — *Rev Inter Océonagr. Méd.*, 1970, *20*, 79.

NIEWBERNE (P.). — *Nature*, 1972, *237*, 40-41.

NORDISK HYGIENISK TIDSKRIFT. Supplem. 4, 1971, 275-277.

NUZZI (R.). — *Nature*, 1972, *237*, 38-40.

O.M.S. — *Bulletin*, 1971, *44*, 133.

PERES (J.-M.). — *La vie dans les mers ;* Presses Universitaires de France, 1965.

PORTMANN (J. E.). — *Helgoländer Wiss, meeresunters*, 1968, *11*, 247-256.

PRESTON. — *Environ. Poll.*, 1972, *12*, 81.

QUEUNEUDEC (J.-P.). — *Rev. Inter. Océanogr. Méd.*, 1969, *13-14*, 217-221.

QUEVAUVILLER (A.). — *Rev. Soc.*, 1969, *126*, 4-11.

RAMADE (F.). — *Sci. Prog. découv.*, 1972, 38-47.

RAMEL (C.). — *Hereditas*, 1967, *57*, 445-451.

REINK (J.). — *Pest. Monit. J.*, 1972, *6* (1), 43-47.

RICHOU-BAC (L.). — *Rev. Méd. Vét.*, Alfort 1970, *146*, 1343-1353.

ROSTAND (J.). — *La vie*, Larousse 1962.

RUFZ (E.). — *L'économie*, 1972, 6-29.

SKERFVING (S.). — *J. Arch. Environ. Health*, 1970, *21*, 133-139.

STOCK (A.). — *Naturwiss*, 1934, *22*, 390-393.

TAKAHASHI (H.). — *Nature*, 1971, *232*, 201-202.

TEJNING (S.). — *Rep. from. depart of. occup. med. Univ. hosp*, 1970, S 22185

TOKUOMI (H). — *Rev. Inter. Océanogr. Méd.*, 1964, *13-14*, 5-30.

UKELES (R.). — *App. microbiol.*, 1962, *10*, 532.

VERGUESE D. — *Le Monde*, 1973, (10-01), 11.

WELLS (Marion). — *R. Tox. and Appl. Pharmaco*, 1972, *22*, 409-414.

WESTOO (G.). — *Acta Chem. Scand.*, 1967, *21*, 1790-1800.

WESTOO (G.). — *Var. Foda*, 1969, *21*, 20.

YEARBOOK *of Sci. and Techn. Mac Grow Hilll*, 1969, 1970, 1972.

TABLE DES MATIERES

PREMIÈRE PARTIE

DEFINIR

I. — LA POLLUTION 15
II. — LES POLLUTIONS CHIMIQUES 16
III. — LA FAUNE MARINE, VECTRICE DES POLLUTIONS CHIMIQUES 17

DEUXIÈME PARTIE

DEVELOPPER

I. — LES CHAINES TROPHIQUES MARINES . . 21
11. LES ÉCHELONS DE LA CHAÎNE BIOLOGIQUE 21
111. *Zoologie* 21
1111. Les bactéries 21
1112. Le phytoplancton 22
1113. Le zooplancton 22
1114. Le necton 23
1115. La vie benthique 24
112. *Diversité des chaînes trophiques* . . 24
1121. Généralités 24
1122. La chaîne pélagique (C1) 25

1123. La chaîne à mollusques (C2) . . 26

1124. La chaîne benthique à poissons (C3) 27

1125. La chaîne benthique à crustacés (C4) 27

12. LES PROPRIÉTÉS VECTRICES 28

121. *Méthodes d'étude* 28

1211. Etude de la toxicité directe . . 28

1212. Etude de la toxicité induite . . 29

12121. Méthodes *in vitro* . . 29

12122. Méthodes *in situ* 33

121221. Analyse d'une contamination naturelle 33

121222. Contamination artificielle d'un milieu naturel 34

122. *Les mécanismes de fixation et de concentration* 35

1221. Difficultés de ces notions . . 35

1222. Facteurs physico-chimiques . . 35

12221. Facteurs tenant au milieu 35

12222. Facteurs tenant au polluant 36

12223. Facteurs tenant à l'organisme pollué 37

1223. Facteurs biologiques 37

12231. Fixation et nutrition . . 37

12232. Fixation et métabolisme 38

12233. Fixation et croissance 39

12234. Fixation et parasitisme 39

1224. Part respective des modes de fixation 39

123. *Facteurs de transfert et niveaux de pollution* 40

1231. Les facteurs de transfert 40

12311. Définitions 40

123111. Facteurs de transfert des pollutions radioactives. 40

123112. Facteurs de transfert des pollutions non radioactives. 41

12312. Concentration des éléments dans l'eau de mer 42

12313. Facteurs de transfert des principaux éléments 43

1232. Les niveaux de pollution 44

II. — ETUDE SPECIALE DES SUBSTANCES TRANSPORTEES. 46

21. Les métaux lourds 46

211. *Principe général de toxicité* 46

212. *Le mercure* 47

2121. Les sources de pollution 47

2122. Les composés toxiques 48

2123. La contamination des chaînes alimentaires 49
2124. Les incidences sanitaires. . . . 51
21241. L'intoxication 51
21242. Les normes 53
21243. Le traitement de l'intoxication 54
2125. Les moyens de lutte 55
213. *Le plomb* 56
2131. Les sources de pollution 56
2132. Les composés toxiques 56
2133. La contamination des chaînes alimentaires 57
2134. Les incidences sanitaires. . . . 58
21341. L'intoxication 58
21342. Les normes sanitaires. 59
214. *Le cadmium* 60
215. *Conclusion* 62
22. Les pesticides organo-chlores 62
221. *Importance* 62
222. *Principaux composés* 63
223. *La contamination des chaînes alimentaires* 64
224. *La toxicité des pesticides organochlorés* 66
2241. Toxicité pour la faune marine. 66
2242. Toxicité pour les vertébrés terrestres 67
225. *Les normes sanitaires* 69

226. *Les moyens de défense* 69

23. Les diphényles polychlores ou p.c.b. 71

24. Les résidus pétroliers 72

25. Les radionucléides 73

III. — POLLUTION MARINE ET REGLEMENTS SANITAIRES 74

31. Les pollutions de la mer et le droit 74

311. *Droit international* 74

312. *Droit national* 75

32. Le rôle du vétérinaire sanitaire 77

321. *Les textes réglementaires* 77

3211. Les textes en vigueur (détection du mercure) 77

32111. Circulaire n° 8185 . . 77

32112. Circulaire n° 8205 . . 78

32113. Circulaire n° 8230 . . 78

32114. Circulaire n° 8345 . . 78

32115. Circulaire n° 8484 . . 79

3212. Projet d'arrêté ministériel réglementant la teneur en mercure des produits de la pêche 79

322. *Critiques et limites* 81

323. *Perspectives* 83

TROISIÈME PARTIE

CONCLURE

Bibliographie 91